



UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO



FACULDADE DE FILOSOFIA, LETRAS E CIÊNCIAS HUMANAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA FÍSICA

FRANCISCO AFONSO CAVALCANTI JÚNIOR

**Estudo do solo como atenuador da contaminação
das águas subterrâneas em Turiaçu - MA.**

Versão corrigida

São Paulo

2022

FRANCISCO AFONSO CAVALCANTI JÚNIOR

**Estudo do solo como atenuador da contaminação das águas subterrâneas em
Turiaçu - MA**

Versão corrigida

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Geografia Física da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Doutor em Geografia Física.

Área de concentração: Estudos interdisciplinares em Pedologia e Geomorfologia

Orientadora: Dra. Déborah de Oliveira.

São Paulo

2022

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Catálogo na Publicação
Serviço de Biblioteca e Documentação
Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo

C376e Cavalcanti Júnior, Francisco Afonso
Estudo do solo como atenuador da contaminação das
águas subterrâneas em Turiaçu - MA / Francisco Afonso
Cavalcanti Júnior; orientadora Déborah de Oliveira -
São Paulo, 2022.
235 f.

Tese (Doutorado)- Faculdade de Filosofia, Letras e
Ciências Humanas da Universidade de São Paulo.
Departamento de Geografia. Área de concentração:
Geografia Física.

1. SOLO TROPICAL. 2. REMEDIAÇÃO DO SOLO. 3.
CONTAMINAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. 4. ADSORÇÃO. 5.
NITRATOS. I. Oliveira, Déborah de, orient. II.
Título.

ENTREGA DO EXEMPLAR CORRIGIDO DA DISSERTAÇÃO/TESE**Termo de Anuência do (a) orientador (a)****Nome do (a) aluno (a): Francisco Afonso Cavalcanti Júnior****Data da defesa: 21/10/2022****Nome do Prof. (a) orientador (a): Déborah de Oliveira**

Nos termos da legislação vigente, declaro **ESTAR CIENTE** do conteúdo deste **EXEMPLAR CORRIGIDO** elaborado em atenção às sugestões dos membros da comissão Julgadora na sessão de defesa do trabalho, manifestando-me **plenamente favorável** ao seu encaminhamento ao Sistema Janus e publicação no **Portal Digital de Teses da USP**.

São Paulo, 16/12/2022



(Assinatura do (a) orientador (a))

Francisco Afonso Cavalcanti Júnior

Estudo do solo como atenuador da contaminação das águas subterrâneas em Turiiaçu

- MA

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Geografia Física da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Doutor em Geografia Física.

Banca Examinadora

Prof^ª. Dr^ª. Déborah de Oliveira (Orientadora)

Universidade de São Paulo / FFLCH – Departamento de Geografia

Prof^ª. Dr^ª. Edilea Dutra Pereira

Universidade Federal do Maranhão / CCH – Departamento de Geociências

Prof. Dr. José Tadeu Garcia Tommaselli

Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” / FCT – Presidente Prudente /
Departamento de Geografia

Prof^ª. Dr^ª. Maria Cristina Motta de Toledo

Universidade de São Paulo / EACH

Dedicatória

À minha mãe, Florência, e ao meu pai, Francisco, pela persistente luta para que eu conseguisse estudar, por todo amor e encorajamento que me trouxeram até aqui.

Às professoras e professores de ontem e de hoje, que ao longo da minha trajetória de vida foram espelhos e fonte de inspiração.

Aos amigos, que foram meu suporte nos momentos difíceis me alegrando, dando suporte e não me deixando desistir.

*“Ninguém ignora tudo. Ninguém sabe tudo. Todos nós ignoramos alguma coisa. Por
isso aprendemos sempre”*

Paulo Freire

AGRADECIMENTOS

Chegar até aqui não foi nada fácil, mas que bom que nessa trajetória pude contar com tanta gente que contribuiu, a sua maneira, para que tudo corresse bem, afinal, como diria Tom Jobim, “é impossível ser feliz sozinho” e parafraseado esse artista digo que “é impossível fazer uma dissertação sozinho”. Tolo mesmo é quem acha que o mérito de tudo na vida é exclusivamente seu e esquece de quem preparou terreno e deu suporte para que suas realizações fossem possíveis.

Não tenho como começar meus agradecimentos sem citar a mãe e o pai que tenho. Antes eu era muito menino e não conseguia fazer algumas leituras que hoje consigo, meus pais tiveram que fazer muitas escolhas difíceis que impactaram suas vidas e fizeram isso por mim e por meus irmãos. Enquanto eu estudava, eles estavam segurando as pontas e se virando da forma que podiam, algumas coisas eu não compreendia, mas quando a gente se torna adulto e vive uma vida de adulto tudo faz sentido. Meus pais me amaram e me amam incondicionalmente, quando decidi vir para São Paulo tentar o doutorado sem conhecer ninguém e com uma mão na frente e outra atrás eles foram o meu suporte emocional, financeiro e motor encorajador. Todo o sacrifício deles foi também para que esse momento se concretizasse, portanto, finalizar esse doutorado é honrar todo o amor deles por mim. Florência e Francisco Cavalcanti eu amo vocês e se pudesse escolher com quais pais queria vir ao mundo escolheria mil vezes vocês.

Minhas professoras e professores tiveram um papel muito importante nesse processo, em cada nível da educação formal tive pelo menos um deles como referência sempre acreditando em mim e me impulsionando a seguir em frente. No doutorado, não tenho como deixar de agradecer à minha orientadora Débora de Oliveira, que sempre me apoiou e acrescentou leveza ao processo. Eu costumo me cobrar bastante e esqueço de ser gentil comigo mesmo, constantemente essas coisas todas me deixavam desestabilizado e a Déborah sempre aparecia nesses momentos para me acolher e acalmar com um cuidado extraordinário, ela me lembrava do caminho que já percorri e do quanto sou capaz. Acreditava em mim quando nem mesmo estava acreditando muito, professora, a você todo o meu respeito, admiração e gratidão. Não posso deixar de agradecer às professoras Edilea Pereira, Marisa Fierz e, principalmente, Sheila Furquim

que no exame de qualificação me deram um chacoalhão duro, mas necessário, e isso foi fundamental para colocar a pesquisa no rumo certo. Obrigado!

Meus amigos têm uma grande contribuição nisso tudo porque foram muitas vezes o escape emocional e que ajudava a me equalizar quando as coisas não iam bem ou quando eu precisava daquela força. O Nabil Sleiman Almeida Ali, foi o primeiro grande amigo que fiz ao chegar em São Paulo, talvez ele seja até mais empolgado com esse doutorado do que eu (risos), é alguém que sempre me situou da minha trajetória e sobre a importância de concluir esse doutorado, às vezes ele exagerava na preocupação, e para mim o evento mais marcante foi recentemente quando eu ele veio até a minha casa para ter uma conversa séria e dizer que não iria permitir que eu desistisse do doutorado. Eu não iria desistir coisa nenhuma, já não estava mais nessa fase de desistir, mas estava tendo muitas dificuldades sim, esse gesto mexeu comigo em algum lugar e me fez pôr a mão na massa e só mostrou o quanto ele é uma pessoa linda e eu sou muito grato pelo seu amor e amizade.

O Bruno Grandino foi meu companheiro durante praticamente todo o doutorado e quando as coisas ficavam difíceis era ele quem primeiramente me acolhia, cuidava das tarefas domésticas quando eu não podia e tinha que lidar algumas vezes com a minha ausência, principalmente nos almoços de família, hoje somos bons amigos e a capa e os mapas que você verá aqui nesta tese tiveram os acabamentos feitos por ele. Bruno, obrigado por me ouvir quando eu só queria falar e por me dizer que tudo iria ficar quando eu só precisava ouvir que tudo iria ficar bem. O Rodrigo Lima dos Santos sempre me deu suporte e ajudou com os assuntos acadêmicos, aquilo que eu não podia fazer e estava ao alcance dele certamente eu poderia contar com sua ajuda, além de ser um ombro amigo para todas as horas. Muito obrigado!

Preciso muito agradecer à Cida e ao Firmino que trabalharam arduamente na Secretaria do Programa de Pós-graduação em Geografia Física da USP esclarecendo dúvidas, auxiliando no que era necessário e agilizando os meus pedidos por lá, deixando minha vida acadêmica mais tranquila. Muito obrigado! Sem a ajuda do Marcos no Laboratório de Pedologia da USP eu não teria conseguido fazer as análises que precisava, ele foi gentil e solícito com tudo o que precisei. Obrigado Marcos! As disciplinas que cursei na Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas; no Instituto de Geociências e na Escola Politécnica da USP foram muito importantes para

minha aprendizagem e desenvolvimento desta pesquisa, por isso agradeço aos professores e professoras Alfredo Pereira de Queiroz Filho, Arisvaldo Mélo, Bianca Carvalho Vieira, Déborah de Oliveira, Emerson Galvani, Joel Barbujani Sigolo, Ligia Vizeu Barrozo, Luís Antônio Bittar Venturi e Sheila Aparecida Correia Furquim. Muito Obrigado!

A difração de raios x só foi possível de ser realizadas porque o Flávio Machado de Souza Carvalho, técnico do Laboratório de Difração de Raios X do IGc/USP, foi muito gentil e realizou as análises sem nenhum tipo de cobrança monetária. Muito obrigado! Agradeço ao professor Luigi Jovane pela disponibilização da estrutura do Centro Oceanográfico de Registros Estratigráficos – CORE/IO/USP para realização das análises de fluorescência de raios x. Agradeço também à professora Carolina Weigert Galvão, do Laboratório de Biologia Molecular e Microbiana da UEPG, que contribuiu trazendo luz para novas possibilidades da tese. Muito obrigado a todos e todas!

Agradecimentos institucionais à Universidade de São Paulo – USP e Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas – FFLCH, por serem um expoente da ciência brasileira fazendo pesquisa pública e de qualidade, pela estrutura e por fazer meu sonho possível. Agradeço ao Programa de Pós-graduação em Geografia Física e todo o seu corpo docente e discente pelo incansável trabalho para manter a qualidade das pesquisas e pela gestão da disposição e aplicação dos recursos, os quais também foram utilizados para a realização de algumas etapas desta pesquisa e participação em eventos. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Muito obrigado!

RESUMO

CAVALCANTI JÚNIOR, F. A. **Estudo do solo como atenuador da contaminação das águas subterrâneas em Turiaçu – MA.** Tese (Doutorado). Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, 2022.

Os solos possuem propriedades físicas, químicas, eletroquímicas, mineralógicas e microbiológicas capazes de fornecer algum grau de atenuação no processo de contaminação das águas subterrâneas, sendo importantes aliados na disponibilidade natural desse recurso em condições mínimas de consumo, principalmente, para regiões pobres que sofrem com a ausência ou precariedade do saneamento básico. Este trabalho buscou contribuir para o entendimento de uma possível atenuação da contaminação das águas subterrâneas no perímetro urbano da cidade de Turiaçu, estado do Maranhão, Brasil, estudando as condições ambientais do solo; como os aspectos físicos e geoquímicos. Foi utilizada uma combinação de procedimentos metodológicos de investigação em solos; que envolvem a descrição morfológica, análise física e química do solo, difração e fluorescência de raios X; e a análise físico-química da água; os resultados foram analisados de forma conjunta pelo método sistêmico utilizando a presença de nitrato (NO_3^-) no sistema como indicador de contaminação. Os resultados mostraram que o valor da carga do solo inferida teoricamente por ΔpH ($\text{pH KCL} - \text{pH H}_2\text{O}$), em todos os perfis, foi predominantemente negativa, esse predomínio não anula outras cargas. Apesar da análise da qualidade das águas indicar a presença de NO_3^- seus valores se mantiveram bem abaixo do limite estabelecido para consumo pela Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde e pela resolução CONAMA nº 396/2008, o mesmo aconteceu para nitrito (NO_2^-) e para amônia (NH_3). Os perfis de solo ao longo das vertentes possuem um pH que em profundidade é caracterizado como fortemente ácido e distante do PCZ dos óxidos de ferro e alumínio, indicando aumento da CTA dessas partículas que podem adsorvem o NO_3^- . Os óxidos de alumínio e de ferro presentes nos solos de Turiaçu tiveram papel fundamental em retardar a mobilização do íon NO_3^- e a consequente concentração desse ânion nas águas subterrâneas. Para este estudo, inferir teoricamente a capacidade que um solo possui de adsorver ânions, em especial o NO_3^- , somente a partir da carga predominante determinada pelo valor de ΔpH é muito limitado, pois mesmo as partículas coloidais de carga variável possuem características de gênese e composição que produzem cargas eletroquímicas diferentes e que se comportam de forma diferente a depender das alterações químicas na solução do solo, ou seja, uma mesma condição pode gerar efeitos diferentes nas partículas coloidais do solo dependendo de sua natureza. Para etapas futuras a aplicação de técnicas de investigação em microbiologia do solo poderá auxiliar em uma resposta mais ampla, pois microrganismos anaeróbios também podem exercer influência no processo de atenuação da contaminação das águas subterrâneas ao metabolizarem NO_3^- no ambiente solo com ausência ou escassez de oxigênio.

Palavras-chave: Turiaçu. Solo tropical. Atenuação. Contaminação. Adsorção. Água subterrânea.

ABSTRACT

CAVALCANTI JÚNIOR, F. A. **Study of the soil as an attenuator of groundwater contamination in Turiaçu - MA.** Thesis (Doctorate). Faculty of Philosophy, Letters and Human Sciences, University of São Paulo, 2022.

The soils have physical, chemical, electrochemical, mineralogical and microbiological properties capable of providing some degree of attenuation in the process of groundwater contamination, being important allies in the natural availability of this resource under minimal conditions of consumption, especially for poor regions suffering from the absence or precariousness of basic sanitation. This research sought to the understanding of a possible attenuation of groundwater contamination in the urban perimeter of the city of Turiaçu, State of Maranhão, Brazil, studying the environmental conditions of the soil; such as physical and geochemical aspects. A combination of methodological procedures for soil investigation was used; morphological description, soil physical and chemical analysis, X-ray diffraction and fluorescence; and the physical-chemical analysis of water; the results were analyzed jointly by the systemic method using the presence of nitrate (NO_3^-) in the system as an indicator of contamination. The results showed that the soil load value inferred theoretically by ΔpH ($\text{pH KCL} - \text{pH H}_2\text{O}$), in all profiles, was predominantly negative, this predominance does not cancel out other loads. Although the analysis of water quality indicates the presence of NO_3^- its values remained well below the limit established for consumption by Ordinance N° 2,914/2011 of the Ministry of Health of the Brazil and by CONAMA resolution N° 396/2008, the same happened for nitrite (NO_2^-) and ammonia (NH_3). Soil profiles away from the strands have a pH that in depth is characterized as strongly acidic and distant from the PZC of iron and aluminum oxides, indicating increasing from AEC of these particles that can adsorb NO_3^- . The aluminum and iron oxides present in Turiaçu soils played a fundamental role in delaying the mobilization of ion NO_3^- and the consequent concentration of this anion in groundwater. For this study, theoretically infer the capacity that a soil has of adsorb anions, especially NO_3^- , only from the predominant load determined by ΔpH value is very limited, because even colloidal particles of variable load have characteristics of genesis and composition that produce different electrochemical charges and that behave differently depending on chemical changes in the soil solution, that is, the same condition can generate different effects on the colloidal particles of the soil depending on its nature. For future steps, the application of research techniques in soil microbiology may help in a broader response, as anaerobic microorganisms can also influence the process of attenuating groundwater contamination by metabolizing NO_3^- in the soil environment with absence or scarcity of oxygen.

Keywords: Turiaçu. Tropical soil. Attenuation. Contamination. Adsorption. Groundwater.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1: Fossa rudimentar em terreno particular na cidade de Turiaçu | 24 |
| Figura 2: Comercialização de água - carro pipa abastecendo residência. | 25 |
| Figura 3: Monitorização de doenças diarreicas - ano 2016. Parte superior, da esquerda para direita: distribuição percentual no município, número de casos por semana do ano no município, número de casos por semana do ano na área urbana. Parte inferior, da esquerda para direita: distribuição de casos por localidade na zona urbana, distribuição dos casos por semana do ano nos bairros com o maior número de ocorrência. | 26 |
| Figura 4: Localização da cidade de Turiaçu no litoral ocidental do Maranhão/Brasil... .. | 34 |
| Figura 5: Normal climatológica para a precipitação acumulada de Turiaçu (1988-2017) | 35 |
| Figura 6: Normal climatológica para a temperatura de Turiaçu (1988-2017)..... | 37 |
| Figura 7: Climograma de Turiaçu (1988-2017) | 37 |
| Figura 8: Compartimentação geológica da área de estudo. | 40 |
| Figura 9: Compartimentação geomorfológica do estado do setor norte do estado do Maranhão, com destaque para a área de estudo..... | 46 |
| Figura 10: Mapa pedológico da área de estudo. | 52 |
| Figura 11: Esquema representativo do ciclo hidrológico ou ciclo da água. E = evaporação; ET = evapotranspiração; I = infiltração; R = escoamento superficial (deflúvio) | 56 |
| Figura 12: Representação esquemática dos tipos de aquíferos quanto à pressão das águas e natureza das camadas..... | 58 |
| Figura 13: Distribuição vertical da água no solo e subsolo..... | 60 |
| Figura 14: Esquema do processo de transformação em solo do nitrogênio | 70 |
| Figura 15: Esquema representativo da fixação biológica de nitrogênio (FBN) | 71 |
| Figura 16: Processo de amonificação/mineralização e imobilização. | 72 |
| Figura 17: processo de nitrificação - oxidação da amônia a nitrato. | 73 |
| Figura 18: Esquema do processo de desnitrificação..... | 75 |
| Figura 19: Componentes básicos e composição estrutural das argilas silicatadas. (a) estruturas tetraédrica e octaédrica, (b) interligação dos planos para formar lâminas tetraédricas e octaédricas. | 80 |
| Figura 20: Estrutura de uma camada de caulinita, argila do tipo 1:1. | 82 |
| Figura 21: Estrutura dos argilominerais 2:1 em comparação a estrutura dos argilominerais 1:1..... | 84 |
| Figura 22: Estrutura de óxido de ferro (a), a estrutura do óxido de alumínio é semelhante. Ligação pelo ápice (b), pela aresta (c) e pela face (d). | 89 |
| Figura 23: Substituição isomórfica no tetraedro de Si com geração de carga negativa (destaque no quadro vermelho). | 93 |
| Figura 24: Dissociação dos grupos OH na borda dos minerais com diminuição e aumento do pH | 94 |

| | |
|--|-----|
| Figura 25: Escala de pH para acidez, neutralidade e alcalinidade..... | 97 |
| Figura 26: Valores de PCZ e as variações em relação ao pH nos principais coloides do solo. | 98 |
| Figura 27: Organograma metodológico da pesquisa. | 105 |
| Figura 28: Amostras identificadas secando ao ar. | 106 |
| Figura 29: 50g de TFSA sendo pesada na balança semianalítica..... | 107 |
| Figura 30: Provetas cheias com as soluções das amostras. | 108 |
| Figura 31: Béqueres após as pipetagens contento as soluções de silte e argila..... | 109 |
| Figura 32: Béqueres com as soluções das amostras na estufa. | 109 |
| Figura 33: Béquer cheio sendo pesado na balança analítica. | 110 |
| Figura 34: Preparo da solução dispersante com hidróxido de sódio e hexametáfosfato de sódio. | 111 |
| Figura 35: Amostra de TFSA sendo agitada no agitador mecânico..... | 112 |
| Figura 36: Béqueres com areia secando no banho de areia. | 113 |
| Figura 37: Difrátometro Bruker da linha D8 Advance e modelo Da Vinci utilizado na leitura. | 136 |
| Figura 38: Preparo da amostra para DRX. (a) lâmina de vidro com amostra pós pipetagem, (b) lâmina de vidro com amostra pós-período de secagem naturalmente.. | 137 |
| Figura 39: Lâminas impregnadas com argila preparadas para o aquecimento no forno mufla..... | 138 |
| Figura 40: Equipamento de FRX e amostras em pó preparadas para leitura. | 140 |
| Figura 41: Amostra de água sendo coletada em poço e armazenada em frasco rosqueável de plástico..... | 141 |
| Figura 42: Medidor de condutividade utilizado nas análises. | 142 |
| Figura 43: Redução de nitrato a nitrito, água passando por limalhas de cádmio levemente revestidas com cobre metálico. | 143 |
| Figura 44: Mapa de localização de amostragem de solo; (a) Brasil, (b) estado do Maranhão (c) município de Turiaçu, (d) perímetro urbano de Turiaçu..... | 146 |
| Figura 45: Perfil P2 de solo na feição terço superior com identificação dos horizontes (H) encontrados. | 147 |
| Figura 46: Perfil P6 de solo na feição terço superior com identificação dos horizontes (H) encontrados. | 149 |
| Figura 47: Ocorrência de mosqueados e petroplintitas no horizonte 5 (H5)..... | 149 |
| Figura 48: Gráfico de evolução das frações de partículas do solo nos perfis P2 e P6. | 152 |
| Figura 49: Difratogramas dos horizontes P2-H1, P2-H2, P2-H3 e P2-H4. Quartzo (Qz), mica (Mi), caulinita (Ct) e clorita (C)..... | 157 |
| Figura 50: Difratogramas dos horizontes P2-H1, P2-H2, P2-H3 e P2-H4. Gibbsita (Gb), goethita (Gt), ferrihidrita (Fe), lepidocrocita (Le)..... | 158 |
| Figura 51: Composição química presente na alíquota de solo do horizonte P2-H1..... | 159 |
| Figura 52: Composição química presente na alíquota de solo do horizonte P2-H2..... | 160 |
| Figura 53: Composição química presente na alíquota de solo do horizonte P2-H3..... | 160 |
| Figura 54: Composição química presente na alíquota de solo do horizonte P2-H4..... | 160 |

| | |
|--|--------------------------------------|
| Figura 55: Perfil P5 de solo na feição terço médio com identificação dos horizontes (H). | 161 |
| Figura 56: Perfil P7 de solo na feição terço superior com identificação dos horizontes (H). | 163 |
| Figura 57: Quartzo alterado encontrado no horizonte P7-H4..... | 164 |
| Figura 58: Perfil P8 de solo na feição terço superior com identificação dos horizontes (H). | 165 |
| Figura 59: Gráfico de evolução das frações de partículas do solo nos perfis P5, P7 e P8. | Erro! Indicador não definido. |
| Figura 60: Difrátogramas dos horizontes P7-H1, P7-H2, P7-H3 e P7-H4. Mica (Mi), caulinita (Ct) e clorita (C). | 174 |
| Figura 61: Difrátogramas dos horizontes P2-H1, P2-H2, P2-H3 e P2-H4. Gibbsita (Gb), goethita (Gt), ferrihidrita (Fe), lepidocrocita (Le). | 175 |
| Figura 62: Composição química presente na alíquota do horizonte P7-H1..... | 177 |
| Figura 63: Composição química presente na alíquota do horizonte P7-H2. | 177 |
| Figura 64: Composição química presente na alíquota do horizonte P7-H3..... | 177 |
| Figura 65: Composição química presente na alíquota do horizonte P7-H4. | 177 |
| Figura 66: Composição química presente na alíquota do horizonte P8-H1..... | 178 |
| Figura 67: Composição química presente na alíquota do horizonte P8-H2. | 178 |
| Figura 68: Composição química presente na alíquota do horizonte P8-H3..... | 178 |
| Figura 69: Composição química presente na alíquota do horizonte P8-H4. | 178 |
| Figura 70: Composição química presente na alíquota do horizonte P8-H5. | 179 |
| Figura 71: Perfil P1 de solo na feição terço inferior com identificação dos horizontes (H). | 180 |
| Figura 72: Perfil P3 de solo na feição terço inferior com identificação dos horizontes (H). | 182 |
| Figura 73: Petroplintita que ocorre no horizonte H3..... | 184 |
| Figura 74: Planície fluviomarinha. | 185 |
| Figura 75: Gráfico de evolução das frações de partículas do solo nos perfis P1 e P3. | Erro! Indicador não definido. |
| Figura 76: Gráfico de evolução das frações de partículas do solo indiscriminado de mangue. | 187 |
| Figura 77: Difrátogramas dos horizontes P1-H1, P1-H2, P1-H3 e P1-H4. Quartzo (Qz), caulinita (Ct) e clorita (C). | 193 |
| Figura 78: Difrátogramas dos horizontes P1-H1, P1-H2, P1-H3 e P1-H4. Gibbsita (Gb), hematita (He), ferrihidrita (Fe), lepidocrocita (Le). | 195 |
| Figura 79: Composição química presente na alíquota do horizonte P1-H1..... | 196 |
| Figura 80: Composição química presente na alíquota do horizonte P1-H2. | 196 |
| Figura 81: Composição química presente na alíquota do horizonte P1-H3..... | 196 |
| Figura 82: Composição química presente na alíquota do horizonte P1-H4. | 196 |
| Figura 83: Legenda do mapa pedológico da área de estudo..... | 222 |
| Figura 84: Vassili Vassilievitch Dokuchaev. | 224 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|-----|
| Tabela 1: Eventos de El Niño dentro do período de 1988-2017 | 36 |
| Tabela 2: Médias de precipitação e temperatura de Turiaçu (1988-2017)..... | 38 |
| Tabela 3: Unidades hidrogeológicas do estado do Maranhão e suas classes de produtividade..... | 59 |
| Tabela 4: Atividades com capacidade de produzir carga de contaminantes no subsolo. | 65 |
| Tabela 5: Características da interdependência das cargas contaminantes. | 66 |
| Tabela 6: Etapas dos ciclos, suas respectivas conversões e os principais microrganismos envolvidos..... | 70 |
| Tabela 7: Área superficial específica (ASE) e outras especificações das partículas coloidais..... | 79 |
| Tabela 8: Tempo necessário para a sedimentação das partículas de argila e função da temperatura. | 108 |
| Tabela 9: Exemplo de concentrações comumente usadas para construção da curva de calibração..... | 124 |
| Tabela 10: Atributos da descrição morfológica do perfil P2 em cada horizonte (H)... | 148 |
| Tabela 11: Atributos da descrição morfológica do perfil P6 em cada horizonte (H)... | 150 |
| Tabela 12: Frações de partículas do solo referente ao perfil P2..... | 152 |
| Tabela 13: Frações de partículas do solo referente ao perfil P6..... | 152 |
| Tabela 14: Matéria orgânica, bases trocáveis e a CTC do perfil P2..... | 153 |
| Tabela 15: Matéria orgânica, bases trocáveis e a CTC do perfil P6..... | 154 |
| Tabela 16: pH e carga do solo no perfil P2. | 154 |
| Tabela 17: pH e carga do solo no perfil P6. | 155 |
| Tabela 18: Atributos da descrição morfológica do perfil P5 em cada horizonte (H)... | 162 |
| Tabela 19: Atributos da descrição morfológica do perfil P7 em cada horizonte (H)... | 163 |
| Tabela 20: Atributos da descrição morfológica do perfil P8 em cada horizonte (H)... | 165 |
| Tabela 21: Frações de partículas do solo referente ao perfil P5..... | 167 |
| Tabela 22: Frações de partículas do solo referente ao perfil P7..... | 167 |
| Tabela 23: Frações de partículas do solo referente ao perfil P8..... | 167 |
| Tabela 24: Matéria orgânica, bases trocáveis e a CTC do perfil P5..... | 169 |

| | |
|---|-----|
| Tabela 25: Matéria orgânica, bases trocáveis e a CTC do perfil P7..... | 169 |
| Tabela 26: Matéria orgânica, bases trocáveis e a CTC do perfil P8..... | 169 |
| Tabela 27: pH e carga do solo no perfil P5. | 170 |
| Tabela 28: pH e carga do solo no perfil P7. | 170 |
| Tabela 29: pH e carga do solo no perfil P8. | 171 |
| Tabela 30: Atributos da descrição morfológica do perfil P1 em cada horizonte (H)... | 180 |
| Tabela 31: Atributos da descrição morfológica do perfil P3 em cada horizonte (H)... | 182 |
| Tabela 32: Atributos da descrição morfológica da planície fluviomarinha (DFM). | 185 |
| Tabela 33: Frações de partículas do solo referente ao perfil P1..... | 186 |
| Tabela 34: Frações de partículas do solo referente ao perfil P3..... | 186 |
| Tabela 35: Frações de partículas do solo referente ao ponto DFM. | 187 |
| Tabela 36: Matéria orgânica, bases trocáveis e a CTC do perfil P1..... | 188 |
| Tabela 37: pH e carga do solo no perfil P1. | 189 |
| Tabela 38: Matéria orgânica, bases trocáveis e a CTC do perfil P3..... | 189 |
| Tabela 39: pH e carga do solo no perfil P3. | 190 |
| Tabela 40: Matéria orgânica, bases trocáveis e a CTC do ponto DFM..... | 191 |
| Tabela 41: pH e carga do solo do ponto DFM. | 191 |
| Tabela 42: Boletim de análise de água físico-química de água..... | 197 |

LISTA DE QUADROS

| | |
|--|----|
| Quadro 1: Divisão administrativa do estado do Maranhão. | 50 |
| Quadro 2: Síntese dos tipos de aquíferos e seus subtipos. | 58 |

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| 1 INTRODUÇÃO..... | 22 |
| 2 OBJETIVO | 30 |
| 3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO | 32 |
| 3.1 Localização | 33 |
| 3.2 Clima..... | 35 |
| 3.3 Geologia..... | 39 |
| 3.4 Geomorfologia | 44 |
| 3.5 Solos..... | 49 |
| 4 AS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO CONTEXTO TEÓRICO | 55 |
| 4.1 Ciclo hidrológico e as águas subterrâneas | 56 |
| 4.2 Aquíferos | 57 |
| 4.3 Nível freático em subsuperfície e sua relação com a contaminação..... | 60 |
| 4.4 Vulnerabilidade intrínseca à contaminação do sistema aquífero..... | 62 |
| 4.5 Indicadores de contaminação e qualidade da água | 63 |
| 5 CICLO DO NITROGÊNIO..... | 68 |
| 5.1 Fixação biológica do nitrogênio (FBN)..... | 70 |
| 5.2 Amonificação/mineralização | 71 |
| 5.3 Nitrificação | 73 |
| 5.4 Desnitrificação | 74 |
| 6 PROPRIEDADES PEDOLÓGICAS DE ATENUAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO: PRESSUPOSTOS TEÓRICOS | 76 |
| 6.1 Propriedades do solo para atenuar a contaminação | 77 |
| 6.1.1 Coloides, argilas e argilominerais do solo | 78 |
| 6.1.1.1 Argilominerais..... | 80 |
| 6.1.1.1.1 Argilominerais 1:1..... | 81 |
| 6.1.1.1.2 Argilominerais 2:1..... | 84 |
| 6.2.1.2 Óxidos | 88 |
| 6.1.2 Cargas do solo | 91 |
| 6.1.2.1 Cargas permanentes..... | 92 |

| | |
|---|-----|
| 6.1.2.2 Cargas dependentes de pH | 93 |
| 6.1.2.3 Dupla camada difusa | 95 |
| 6.1.2.4 PH e Ponto de Carga Zero - PCZ | 96 |
| 6.1.3 Propriedades do solo e atenuação de contaminação: revisão de estudos de caso..... | 99 |
| 7 METODOLOGIA..... | 104 |
| 7.1 Método | 105 |
| 7.2 Procedimentos metodológicos | 106 |
| 7.2.1 Análise física do solo | 106 |
| 7.2.2 Análise química do solo | 113 |
| 7.2.2.1 Determinação de pH em água e pH em KCl 1 mol L ⁻¹ | 114 |
| 7.2.2.2 Determinação da acidez potencial..... | 115 |
| 7.2.2.3 Extração de alumínio (Al), cálcio (Ca) e magnésio (Mg)..... | 117 |
| 7.2.2.4 Extração de potássio (K) | 126 |
| 7.2.2.4 Extração de fósforo (P) | 129 |
| 7.2.2.5 Determinação do carbono orgânico e da matéria orgânica (MO) | 132 |
| 7.2.2.6 Determinação da Soma de Bases Trocáveis (SB) | 134 |
| 7.2.2.7 Determinação da CTC efetiva..... | 135 |
| 7.2.2.8 Determinação da saturação por bases (V)..... | 135 |
| 7.2.3 Difração de Raios X – DRX..... | 136 |
| 7.2.4 Fluorescência de Raios X – FRX | 139 |
| 7.2.5 Análise físico-química da água | 140 |
| 8 RESULTADOS | 144 |
| 8.1 Aspectos pedológicos | 145 |
| 8.1.1 Terço superior das vertentes..... | 147 |
| 8.1.1.1 Descrição morfológica do terço superior das vertentes | 147 |
| 8.1.1.2 Granulometria do terço superior das vertentes..... | 151 |
| 8.1.1.3 Química do solo do terço superior das vertentes..... | 153 |
| 8.1.1.4 Mineralogia do terço superior das vertentes | 155 |
| 8.1.2 Terço médio das vertentes..... | 161 |
| 8.1.2.1 Descrição morfológica do terço médio das vertentes..... | 161 |
| 9.1.2.2 Granulometria do terço médio das vertentes..... | 166 |

| | |
|--|-----|
| 8.1.2.3 Química do solo do terço médio das vertentes..... | 168 |
| 8.1.2.4 Mineralogia do terço médio das vertentes..... | 172 |
| 8.1.3 Terço inferior das vertentes..... | 179 |
| 8.1.3.1 Descrição morfológica do terço inferior das vertentes..... | 179 |
| 8.1.3.2 Granulometria do terço inferior das vertentes..... | 185 |
| 8.1.3.3 Química do solo do terço inferior das vertentes..... | 188 |
| 8.1.3.4 Mineralogia do terço inferior das vertentes..... | 192 |
| 8.2 Parâmetros físico-químicos das águas subterrâneas | 197 |
| 9 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS | 201 |
| 10 CONSIDERAÇÕES FINAIS | 207 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 210 |
| ANEXOS..... | 220 |
| Anexo I – Legenda do mapa pedológico da área de estudo..... | 221 |
| Anexo II - Contexto histórico da ciência pedológica e os estudos em solos tropicais | 223 |
| Anexo III – Boletim de análise físico-química de água..... | 228 |
| Anexo IV – Laudos das análises químicas das amostras de solo. | 230 |



1 INTRODUÇÃO

A água é um elemento fundamental para a existência e manutenção da vida, pode ser usada para atender as necessidades pessoais e econômicas, porém sua distribuição e condições de consumo no mundo não é homogênea. Segundo a Organização das Nações Unidas – ONU, ano de 2017, cerca de 2,2 bilhões de pessoas ao redor do mundo estavam sem acesso à água tratada e esse número sobe para 4,2 bilhões de pessoas sem acesso ao serviço de saneamento adequado (WHO; UNICEF, 2019). No ano de 2020, esses números foram de cerca de 1,9 bilhão de pessoas ao redor do mundo sem acesso à água tratada e cerca de 3,6 bilhões de pessoas sem acesso ao serviço de saneamento adequado (WHO; UNICEF, 2021).

Apesar de uma melhora no acesso à água potável e serviço de saneamento básico no cenário mundial entre 2017 e 2020, os números são elevados. Ainda segundo os relatórios dos órgãos da ONU responsáveis pelo levantamento, as desigualdades sociais e a deficiência na governança são um dos principais fatores que agravam a situação que se reproduz sobretudo em países em desenvolvimento. A qualidade da água potável está relacionada à isenção de agentes patogênicos e de toxicidade por substâncias químicas, para o saneamento as instalações devem ser acessíveis a todos e em qualquer lugar, segundo Bos (2017).

No Brasil, há uma diferença marcante entre os serviços de saneamento de água e de esgoto, sendo que 99,6% dos municípios abastecidos por rede geral de água contra 60,3% de municípios assistidos por coleta de esgoto, segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2017 (IBGE, 2020). Segundo relatório do Instituto Trata Brasil, 48,4% da população dos municípios do estado do Maranhão, em 2019, era atendida com abastecimento de água e somente 11,5% era atendida com coleta de esgoto. Ainda segundo o relatório supracitado, apenas 27% população do estado possuía residência com coleta de esgoto, implicando no retorno dos dejetos humanos e águas de uso *in natura* que afetam o meio ambiente (TRATA BRASIL, 2021).

O abastecimento de água por domicílio urbano no Brasil apresenta um recorte espacial crítico que, segundo o último censo demográfico (IBGE, 2010), corresponde ao nordeste do estado do Pará e quase todo o território do estado do Maranhão, neste último encontra-se a cidade de Turiaçu, que, dentre tantas, apresenta situação mais crítica com menos de 45% dos domicílios abastecidos por rede geral e menos de 15% dos domicílios atendidos pela rede geral de esgotamento sanitário, na prática, essa rede

se constitui em cisternas particulares construídas, em geral, sem o emprego de técnicas necessárias, as chamadas fossas rudimentares.

A cidade de Turiaçu apresenta as mesmas características de cidades pequenas e pobres das regiões Norte e Nordeste do Brasil, sem coleta e destinação adequada para o descarte de resíduos sólidos, orgânicos e até hospitalares que podem se configurar em uma fonte pontual de contaminação, soma-se a isso os fluidos das fossas rudimentares (Figura 1) e efluentes domésticos que produzem toxicidade capaz de infiltrar no solo e até atingir o nível freático.

Figura 1: Fossa rudimentar em terreno particular na cidade de Turiaçu



Fonte: Autor

Essas fossas rudimentares situam-se, geralmente, a montante dos poços particulares que abastecem os proprietários ou a comunidade com água ou localizadas próximas de poços de extração mineral para comercialização de água para uso doméstico (Figura 2). A extração e comercialização da água virou um negócio lucrativo, pois, sendo um elemento essencial para as atividades básicas e na total ausência de um sistema de saneamento básico, quem pode pagar compra esse produto quase todos os dias e quem não pode pagar precisa se deslocar até as fontes para a lavagem de roupa e abastecimento residencial.

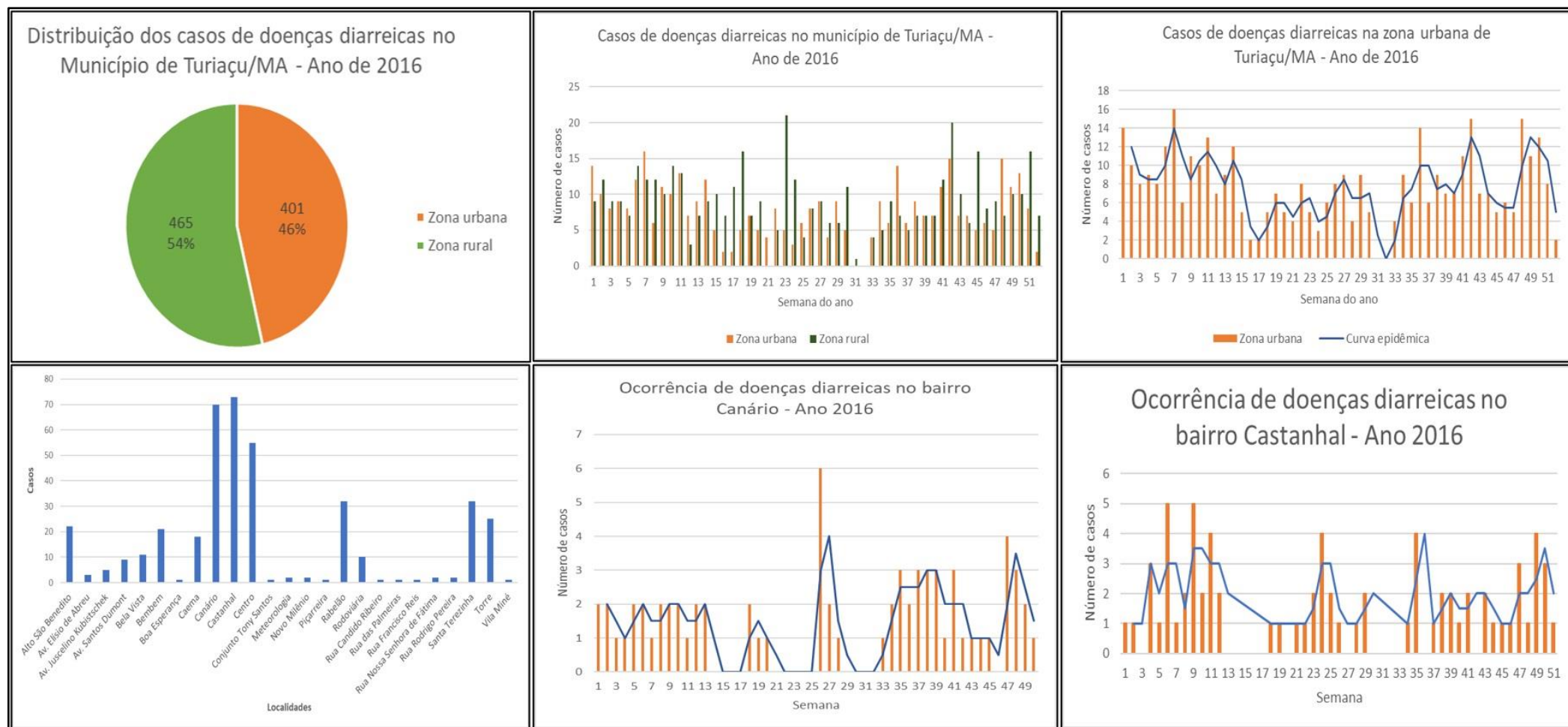
Figura 2: Comercialização de água - carro pipa abastecendo residência.



Fonte: Autor.

Alguns comerciantes da água alegam possuir a outorga e documentos que atestam a qualidade da água, no entanto, quando solicitado nenhum deles apresenta a documentação avalizando a afirmativa. A qualidade da água que chega nas residências das pessoas em um contexto de saneamento básico precário, e em alguns casos inexistente, lança dúvidas sobre o impacto deste evento na saúde da população. Como muitas doenças de veiculação hídrica são comuns em regiões com o quadro de saneamento semelhante ao de Turiaçu. Desta forma, buscou-se estabelecer uma relação entre o consumo dessas águas e o quadro clínico de pacientes através dos registros dos relatórios de monitorização de doenças diarreicas da Secretaria Municipal de Saúde – SMS de Turiaçu (Figura 3).

Figura 3: Monitorização de doenças diarreicas - ano 2016. Parte superior, da esquerda para direita: distribuição percentual no município, número de casos por semana do ano no município, número de casos por semana do ano na área urbana. Parte inferior, da esquerda para direita: distribuição de casos por localidade na zona urbana, distribuição dos casos por semana do ano nos bairros com o maior número de ocorrência.



Fonte: Relatórios de monitorização de doenças diarreicas da SMS de Turiaçu, organizado pelo autor.

Dos 866 casos de doenças de origem diarreica em todo o Município de Turiaçu no ano de 2016, 465 casos ocorreram na zona urbana e 401 casos na zona rural. No entanto, a análise se baseou apenas nos casos ocorridos na zona urbana, por se tratar do recorte espacial analisado. A distribuição geográfica dos casos na área urbana não ocorreu de forma homogênea. Os bairros Castanhal, Canário, Centro, Rabelão e Santa Terezinha foram os que apresentaram o maior número de ocorrências com, respectivamente, 73, 70, 55, 32 e 32 casos. Os três primeiros são os bairros que concentram a maior densidade demográfica da cidade.

Os documentos “Primeiras medidas para gestão de um surto de diarreia aguda” (OMS, 2011), “Guia para Investigações de Surtos ou Epidemias” (BRASIL, 2018) e o “Manual de procedimentos de vigilância em saúde ambiental relacionada à qualidade da água para consumo humano” (BRASIL, 2006b), convergem para o entendimento de surto/epidemia como o aumento anormal de casos em relação à semana, mês ou ano anterior. O excesso de casos correspondentes a 2x ou 3x em relação ao período anteriormente observado pode ser considerado para caracterizar um surto/epidemia, sendo o surto caracterizado pela ocorrência de casos mais localizados e epidemia caracterizada pela ocorrência de casos mais abrangentes (BRASIL, 2006b).

A curva epidêmica consiste em uma representação gráfica da distribuição temporal de novos episódios de surtos ou epidemias, e se mostrou pouco abrupta ao longo das 52 semanas, ou seja, não ocorreu um rápido aumento na intensidade e sucessivo declínio formando um pico único no período analisado. As oscilações da curva apontam para um evento cíclico que deixa os indivíduos em exposição mais prolongadas, porém sem o aumento repentino de casos. Nas ocorrências semanais da área urbana é possível observar que somente o intervalo correspondente às semanas 31 e 32 teve um declínio abrupto, mas é um caso isolado. Nos bairros Castanhal e Canário ocorrem aumentos abruptos, estado neles as principais fontes de extração da água para comercialização, sendo assim, era esperado que o mesmo ocorresse em mais bairros, mas não aconteceu.

Nesse cenário de vulnerabilidade das condições básicas de saneamento e de consumo de uma água que não passa por tratamento para se enquadrar aos padrões de potabilidade, não é observado ocorrência de surtos, logo, é possível deduzir que entre as dinâmicas socioespaciais na superfície terrestre e a qualidade das águas em

subsuperfície está ocorrendo algum processo de origem pedológica com poder de impedir ou atenuar/retardar a contaminação dessas águas.

A organização social dos seres humanos em núcleos complexos e o consumo foram aumentando gradativamente a produção de resíduos, que muitas vezes são usados como forma de nutrientes para as plantas e melhoria das propriedades do solo com fins agrícolas, porém, a partir de 1970 a necessidade de produzir mais alimentos também despertou o interesse cada vez maior pela utilização desses resíduos em quantidades acima do recomendado para uso agrônômico (KHALEEL; REDDY; OVERCASH, 1981). Segundo (GLÓRIA, 1992), o contexto relatado acima revela a visão contemporânea que a sociedade tem sobre o solo como um depurador da carga orgânica que decompõe esses resíduos.

Quando os resíduos são aplicados no solo ocorrem diversas ações que se integram de forma complexa, estando diretamente relacionadas com a persistência da carga orgânica, o que pode ocasionar alterações consideráveis nas propriedades físicas, químicas, bioquímicas e biológicas do solo (CLAPP et al., 1986; JUNIOR et al., 2005; METZGER; YARON, 1987). A atenuação natural de um poluente orgânico no solo pode correr continuamente, sendo essa uma característica intrínseca, sem que necessite qualquer adequação do ambiente ou se acrescente substâncias, os próprios microrganismos ativos no solo afetado se adaptam naturalmente para promover a degradação das substâncias, promovendo a biorremediação.

Além da biorremediação, o solo também possui a propriedade de intemperizar naturalmente os poluentes por meio de processos físicos e químicos (lixiviação, volatilização, etc.) que reduzem a quantidade e potencial dos compostos contaminantes (BATISTA, 2005; RESENDE, 2002). Solos com carga variável carregam cargas positivas e negativas que podem predominar a depender do pH, caracterizando-se por possuírem a capacidade de adsorver cátions e ânions (OLIVEIRA; VILELA; AYARZA, 2000; WANG; JI; YU, 1987). Argilas e óxidos de ferro e alumínio que ocorrem, principalmente, em solos das regiões tropicais possuem capacidade para adsorver íons indicadores de contaminação e com isso retardar o processo (KINJO; PRATT, 1971a; RAIJ; DE CAMARGO, 1974).

Com base nos pressupostos teóricos sobre a problemática de acesso ao saneamento básico, em especial à água potável, e sobre o papel do solo no processo de atenuação da contaminação, no levantamento e análise de dados da Secretaria Municipal

de Saúde e na observação no quadro de saneamento básico de Turiaçu foram estabelecidas algumas questões norteadoras deste trabalho:

1. Como o crescimento populacional e a falência do sistema de saneamento municipal impactaram na demanda por água e na exposição desse recurso a riscos de contaminação?
2. As fossas rudimentares e a deposição de excrementos humanos e efluentes domésticos *in situ*, têm causado alterações nos padrões de potabilidade da água?
3. As cargas dos argilominerais e óxidos do solo teriam alguma capacidade significativa de reter, por adsorção elementos químicos indicadores de atividade microbiológica (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) e compostos de origem orgânica?
4. A não observância na população de ocorrência generalizada ou surtos relacionados a problemas de saúde decorrentes do consumo de água possui relação com a capacidade do solo de imobilizar os contaminantes?

Sendo assim, é necessário investigar as características, predomínios e influências das propriedades físicas, químicas, eletroquímicas, mineralógicas e biológicas do solo no perímetro urbano de Turiaçu para, desta forma, estabelecer uma relação e lançar luz à não observância de surtos de doenças de veiculação hídrica em decorrência do consumo de água frente à precariedade do serviço de saneamento básico na área de estudo.



2 OBJETIVO

Contribuir para o entendimento de uma possível atenuação da contaminação das águas subterrâneas no perímetro urbano da cidade de Turiaçu – MA, estudando as condições ambientais do solo; como aspectos físico, químicos, eletroquímicos, mineralógicos e biológicos; em decorrência dos riscos causados pela dinâmica socioespacial na superfície para, assim, compreender o porquê não há, aparentemente, uma correlação entre o consumo dessas águas e a ocorrência de doenças de veiculação hídrica.



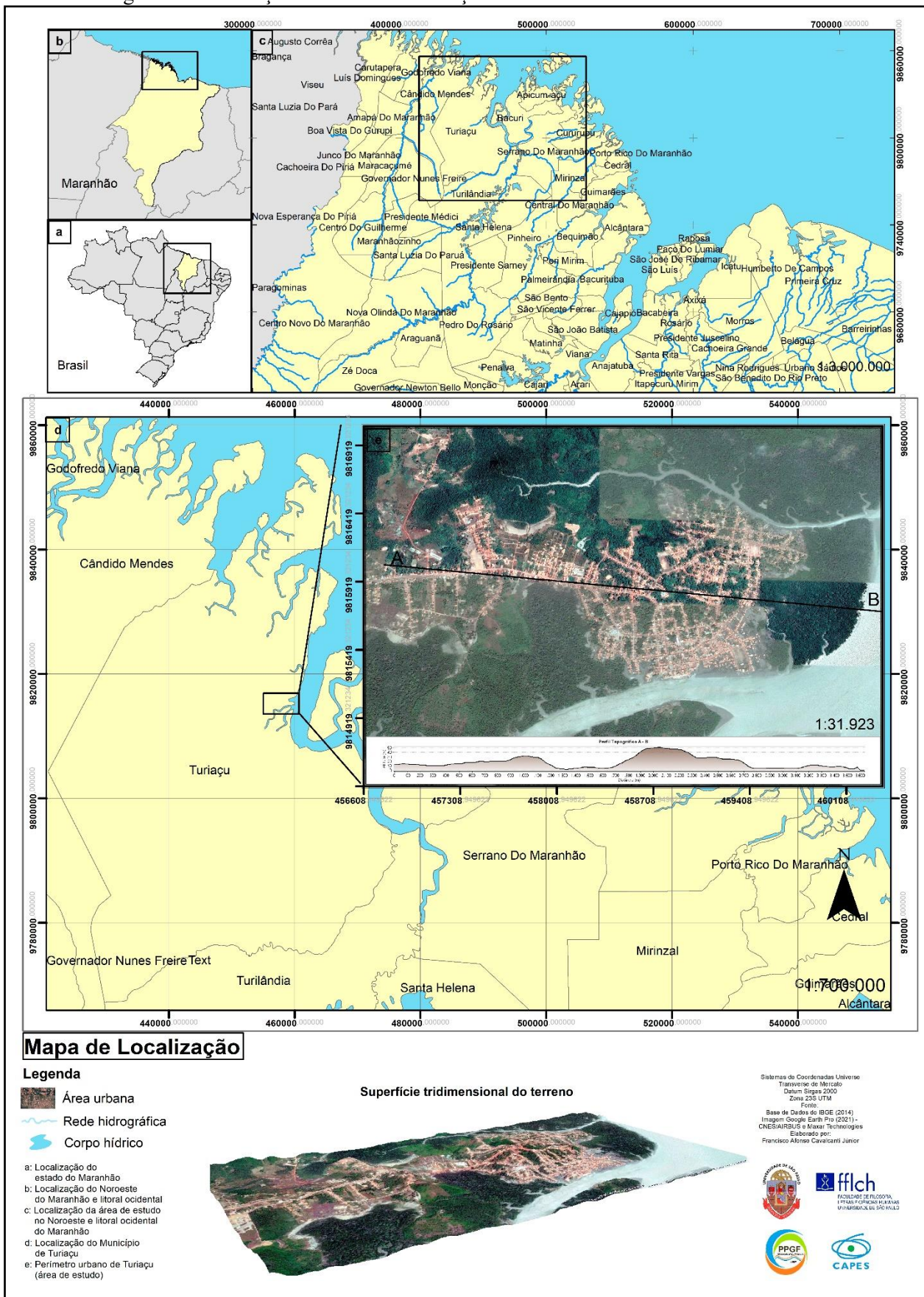
3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1 Localização

Situada no litoral ocidental do Maranhão/ Brasil, a cidade de Turiaçu, localiza-se no recorte espacial compreendido entre as coordenadas geográfica $1^{\circ}39'31.57''\text{S} / 45^{\circ}23'37.26''\text{O}$ e $1^{\circ}40'25.53''\text{S} / 45^{\circ}21'35.88''\text{O}$ (Figura 4) possui uma população urbana estimada em 10.931 habitantes dos 33.933 habitantes do município e Índice de Desenvolvimento Humano – IDH de 0,561, considerado baixo (IBGE, 2010). Foi no passado importante polo de produção de algodão e óleo de babaçu, tendo atualmente sua economia embasada na indústria pesqueira e pecuária, além do funcionalismo público municipal.

A cidade de Turiaçu apresenta um quadro socioambiental de riscos que podem tornar as águas subterrâneas mais vulneráveis à contaminação e, conseqüentemente, reverberar na qualidade da saúde da população que delas se abastecem, principalmente por se tratar de sua principal fonte de abastecimento. A relação água contaminada e saúde, dentro do contexto abordado, não encontra aparentemente relação causal, ou seja, no caso de Turiaçu, onde existem todas as probabilidades frente ao risco e não se observa o esperado.

Figura 4: Localização da cidade de Turiacu no litoral ocidental do Maranhão/Brasil.



Fonte: autor

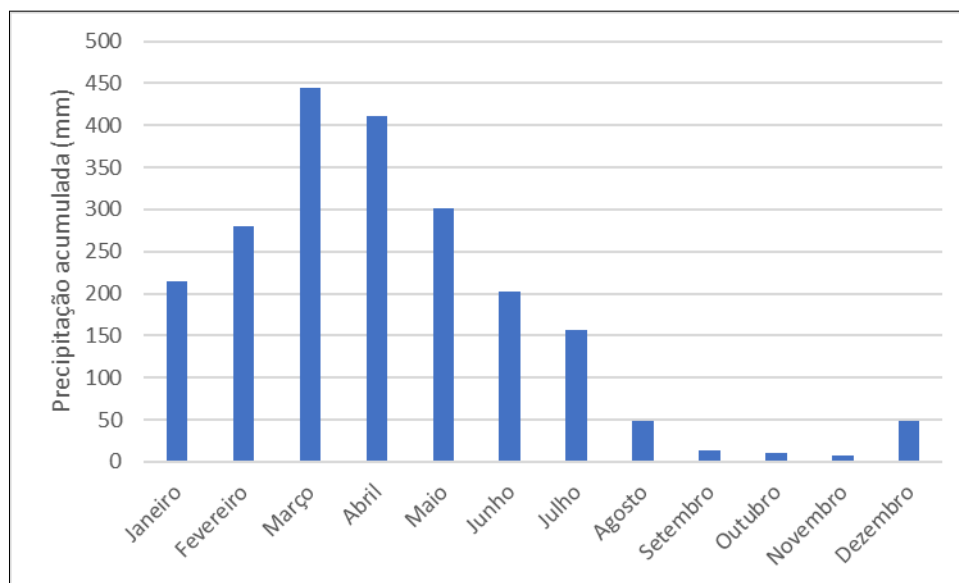
3.2 Clima

O clima de Turiaçu segue alguns padrões de regiões próximas à Linha do Equador, sendo marcado por temperaturas e precipitações elevadas. Esse tipo de clima influi diretamente nas características pedológicas na região e reforça a necessidade de uma investigação sistêmica das condições ambientais do solo no processo de atenuação da contaminação das águas subterrâneas.

Para caracterizarmos o clima observamos os dados da Estação Meteorológica de Turiaçu - OMM: 82198 (1°39'51''S / 45°22'59''O), disponíveis no banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET, em período de 30 anos (1988-2017) com leituras que vão do primeiro ao último dia de cada ano. O período de observação segue a recomendação da OMM para uma normal climatológica (WMO, 1989).

A partir das médias anuais e mensais foram realizadas as normais climatológicas de precipitação e temperatura. A precipitação média anual é de 2.247mm e resultou das médias mensais para o período analisado, o período chuvoso compreende os meses de janeiro a junho, sendo março o mês mais chuvoso com média de 445mm. O período mais seco corresponde aos meses de julho a dezembro, sendo novembro o mês mais seco com média 7mm (Figura 5).

Figura 5: Normal climatológica para a precipitação acumulada de Turiaçu (1988-2017).



Fonte: elaborado pelo autor a partir de dados do INMET de 2018.

Os anos mais secos foram 1992, 1993, 1997 e 2011, como respectivamente 1.579 mm, 1.490 mm, 1386 mm e 1.494 mm de precipitação média anual. O fenômeno El Niño, provocado pelo aquecimento natural das águas do Oceano Pacífico e que gera calor e seca na porção norte do Brasil, pode ter exercido algum tipo de influência (HASTENRATH; GREISCHAR, 1993). Segundo dados do Centro de Centro de Previsões de Tempo e Estudos Climáticos – CPTEC o El Niño pode ser de intensidade forte, fraca e moderada (Tabela 1). O destaque fica para o período de 1997 e 1998, quando esse fenômeno ocorreu com mais intensidade (POVEDA et al., 2001).

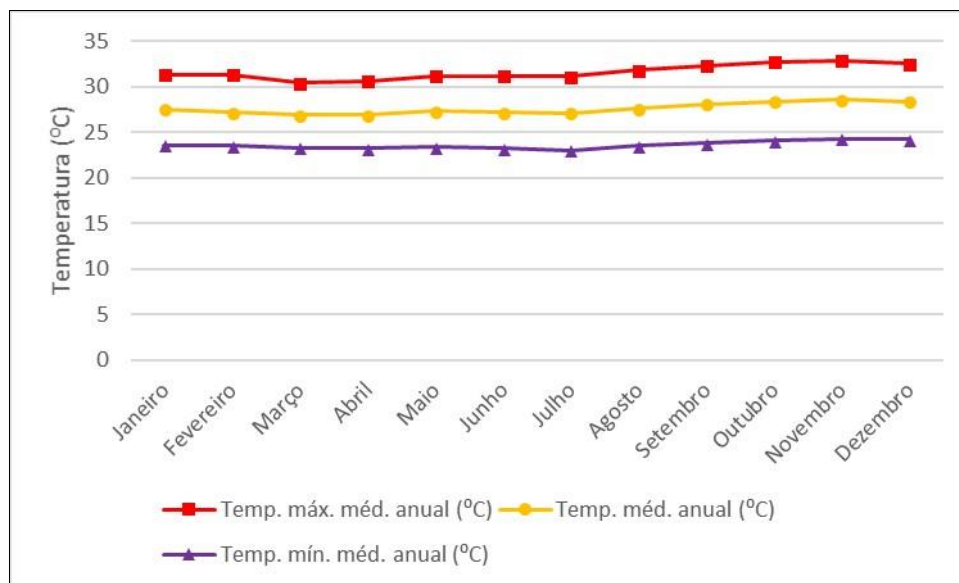
Tabela 1: Eventos de El Niño dentro do período de 1988-2017.

| | | | |
|-------------|-------|-------------|-------|
| 1990 - 1993 | | 1994 - 1995 | |
| 1997 - 1998 | | 2002 - 2003 | |
| 2004 - 2005 | | 2006 - 2007 | |
| 2009 - 2010 | | - | |
| Legenda: | Forte | Moderada | Fraco |

Fonte: CPTEC/INPE

As temperaturas máxima e mínima mantiveram-se constantes durante os 30 anos, com algumas pequenas oscilações (Figura 6). A temperatura média em Turiaçu é de aproximadamente 31,6 °C, porém o mês que registrou a maior temperatura nesse período foi novembro, com 32,9 °C, enquanto o mês mais ameno é julho com 23 °C. As elevadas temperaturas estão relacionadas a localização de Turiaçu em baixa latitude, onde ocorre maior radiação solar ao longo do ano, ademais, e por estar na zona de influência da maritimidade.

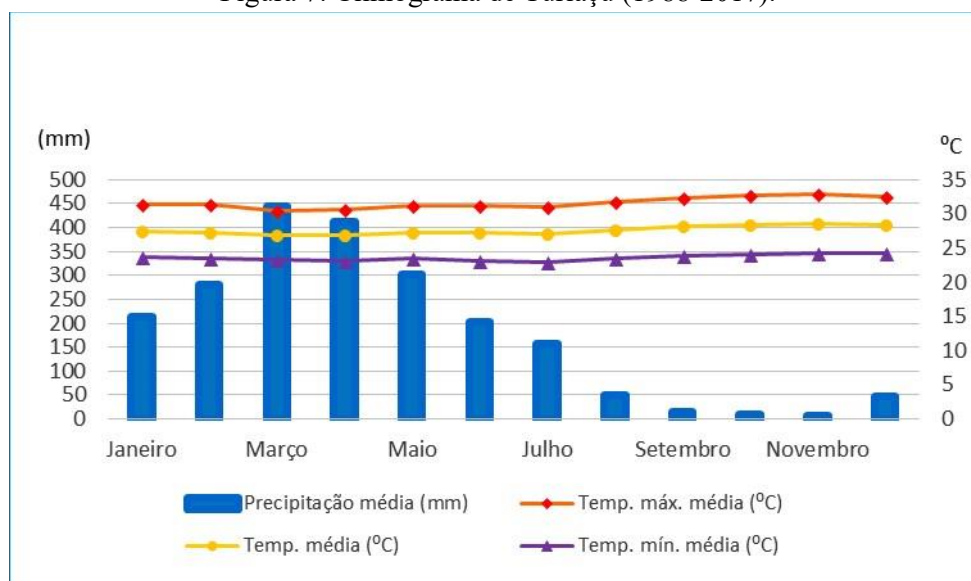
Figura 6: Normal climatológica para a temperatura de Turiaçu (1988-2017).



Fonte: elaborado pelo autor a partir de dados do INMET de 2018.

As pequenas oscilações observadas na precipitação e na temperatura, não são suficientemente importantes a ponto de identificarem uma alteração que justifique ou reclassifique o clima local, podendo ser desprezadas ao final. O climograma (Figura 7) apresenta esse o quadro de uma região tropical mais próxima à Linha do Equador, com temperaturas elevadas e altos índices de precipitação.

Figura 7: Climograma de Turiaçu (1988-2017).



Fonte: elaborado pelo autor a partir de dados do INMET de 2018.

A partir da caracterização das normais climatológicas de precipitação e temperatura (Tabela 2), obtivemos a classificação de Koppen-Geiger para o clima. Os grupos Tropical (A), Árido (B), Temperado (C), Temperado Frio (D) e Polar (E) correspondem às características climáticas zonais e foram analisados seguindo suas respectivas ordens. A temperatura do mês mais frio (julho 23°C) é maior que o parâmetro de 18°C estabelecido na classificação de Koppen-Geiger para o grupo A, portanto, Turiaçu enquadra-se no clima tropical (A). O clima tropical abrange os climas de temperaturas e precipitações elevadas, a estação de inverno é ausente e o mês mais frio apresenta uma média inferior a 18°C (SETZER, 1966).

Tabela 2: Médias de precipitação e temperatura de Turiaçu (1988-2017).

| Mês | Precipitação média (mm) | Temp. máx. média (°C) | Temp. média (°C) | Temp. mín. média (°C) |
|-----------|-------------------------|-----------------------|------------------|-----------------------|
| Janeiro | 214 | 31,3 | 27,5 | 23,6 |
| Fevereiro | 280 | 31,3 | 27,2 | 23,5 |
| Março | 445 | 30,4 | 26,9 | 23,3 |
| Abril | 411 | 30,6 | 26,9 | 23,2 |
| Mai | 302 | 31,2 | 27,3 | 23,4 |
| Junho | 203 | 31,2 | 27,2 | 23,2 |
| Julho | 156 | 31,1 | 27,1 | 23 |
| Agosto | 49 | 31,8 | 27,6 | 23,5 |
| Setembro | 14 | 32,3 | 28,1 | 23,8 |
| Outubro | 10 | 32,7 | 28,4 | 24,1 |
| Novembro | 7 | 32,9 | 28,6 | 24,3 |
| Dezembro | 48 | 32,5 | 28,4 | 24,2 |

Fonte: Organizado pelo autor a partir de dados do INMET de 2018.

Segundo a Classificação de Koppen-Geiger o clima tropical possui distintas características de precipitação, e pode ser classificado quanto ao tipo clima úmido(f), clima de monção (m) e clima de savana (w). A precipitação do mês mais seco (novembro) em Turiaçu é de 7 mm, para ser considerado do tipo clima úmido (f) essa precipitação deveria ser igual ou superior a 60 mm, o que não ocorreu.

Os climas tropical de monções (Am) e tropical de savana (Aw), ainda segundo a referida classificação, são identificados por uma precipitação média do mês mais seco inferior a 60 mm, porém para “Am” a precipitação anual deve ser igual ou superior a 2500 mm e para “Aw” inferior a 2500 mm (SETZER, 1966). Com 7 mm de precipitação mensal no mês mais seco e precipitação anual de 2.247 mm o clima de Turiaçu pode ser classificado como Clima Tropical de Savana (Aw). Este clima é

caracterizado por temperaturas médias superiores a 18°C em todos os meses e duas estações, no hemisfério sul a estação seca ocorre no outono e no inverno e a estação chuvosa na primavera e no verão, no Brasil ocorrem nas regiões Norte, Centro-Oeste, Sudeste e sub-região Meio-Norte do Nordeste (SOUZA et al., 2013).

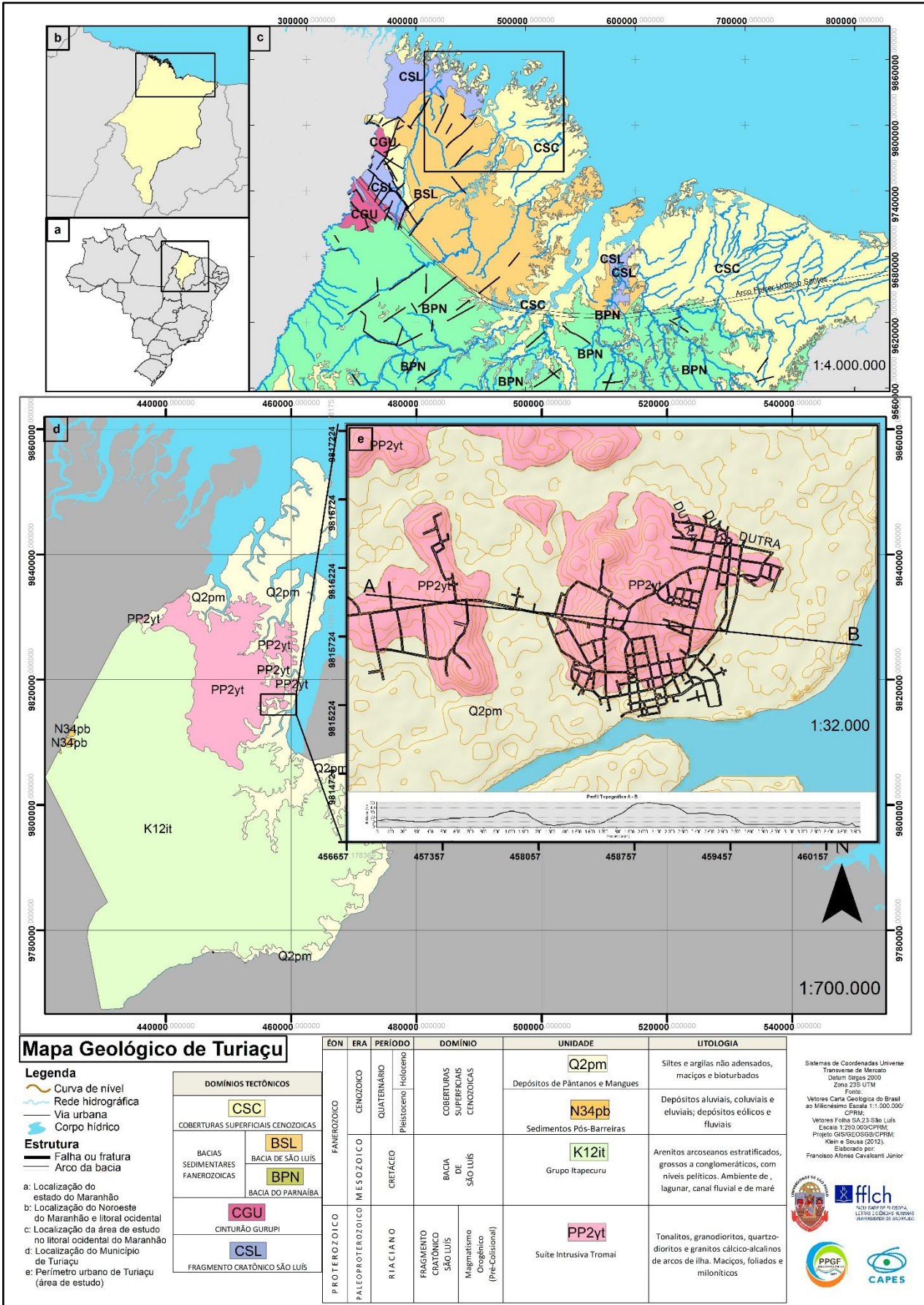
3.3 Geologia

A geologia do estado do Maranhão é predominantemente composta de bacias e coberturas sedimentares fanerozoicas, mais de 98% (KLEIN; SOUSA, 2012), as quais podem ser divididas em dois grandes grupos litotipos (paleozoico e cenozoico)(LOPES; TEIXEIRA, 2013). No entanto, há no norte e noroeste do estado menos de 2% de terrenos cristalinos pré-cambrianos (KLEIN; SOUSA, 2012).

Localizado no noroeste do Maranhão, o município de Turiaçu está assentado em um terreno onde ocorrem rochas que datam do arqueano, período em que as primeiras rochas do nosso planeta se formaram, e de litologia holocênica, depósitos sedimentares mais recentes (CORREIA FILHO et al., 2011; LOPES; TEIXEIRA, 2013; PASTANA, 1995a). Seu terreno encontra-se em uma zona de contato entre esses dois domínios tectônicos.

Os domínios tectônicos pré-cambrianos e fanerozoicos no referido município são representados, respectivamente, pelo Fragmento Cráton São Luís (KLEIN; SOUSA, 2012; LOPES; TEIXEIRA, 2013) e pela Bacia de São Luís. A denominação Terreno Granito-Greenstone do Noroeste do Maranhão (PASTANA, 1995a) caiu em desuso e será utilizada nesse trabalho como sinônimo de Fragmento Cráton São Luís (Figura 8).

Figura 8: Compartimentação geológica da área de estudo.



Fonte: Autor.

Fragmento Cráton São Luís

Corresponde a um compartimento da litosfera de rochas ígneas e metamórficas muito espesso que serve de base para outras estruturas geológicas e que devido à sua grande profundidade apresenta estabilidade tectônica (LOPES; TEIXEIRA, 2013; PASTANA, 1995a), as unidades litoestratigráficas que compõem esse domínio são o Grupo Aurizona e a Suíte Intrusiva Tromai, ambas presentes no terreno que compreende o Município de Turiaçu.

Mesmo com distribuição restrita, dois grupos de rochas intrusivas também estão associados a esse domínio tectônico, Suíte Intrusiva Tracuateua e Granito Negra Velha (KLEIN; MOURA, 2003; KLEIN; SOUSA, 2012; PASTANA, 1995b), a Suíte Intrusiva de Rosário, nas proximidades da cidade de São Luís, pode estar associada a esse domínio (KLEIN; SOUSA, 2012).

O Grupo Aurizona é uma unidade litoestratigráfica caracterizada por uma sequência de rochas vulcano-sedimentar metamorizadas que se desenvolveram sobre a crosta terrestre, sua evolução em equilíbrio geoquímico e termodinâmico indica a formação de xisto verde (LOPES; TEIXEIRA, 2013; PASTANA, 1995a), que localmente evoluem para xistos diversificados compreendendo os filitos, quartzitos e rochas metapiroclásticas (KLEIN; MOURA, 2003; KLEIN; SOUSA, 2012; PASTANA, 1995b).

A Suíte Intrusiva Tromai é a mais expressiva unidade litoestratigráfica do domínio Cráton São Luís. Compreende um grande corpo plutônico intrusivo, principalmente granitos, composto de mica e quartzos variados com tons acinzentado, rosado e esverdeado indicando alterações hidrotermais (KLEIN; MOURA, 2003; KLEIN; SOUSA, 2012; LOPES; TEIXEIRA, 2013; PASTANA, 1995a). Os granitos são rochas plutônicas compostos de quartzo, feldspato alcalino e mica, os três minerais essenciais, de modo geral apresenta textura granular que possibilita a observação dos elementos a olho nu (GUERRA; GUERRA, 1997).

A Suíte Intrusiva Tromai é formada pelo Tonalítico Cândido Mendes e pelo Granito Areal. O Tonalítico Cândido Mendes tem como principal característica a ocorrência de granitóides com predominância de quartzo. O Granito Areal seria o produto da fusão de tonalitos como resultado da liberação de calor, é formado de rochas

ácidas compostas por quartzo e plagioclásio (KLEIN; SOUSA, 2012; PASTANA, 1995a).

Dentro do recorte espacial de estudo, referente ao perímetro urbano da cidade de Turiaçu, somente a Suíte Intrusiva Tromai é encontrada como unidade litoestratigráfica do domínio tectônico Fragmento Cráton São Luís, conforme expresso no mapeamento geológico na escala 1:250.000.

Bacia de São Luís

As bacias sedimentares do Maranhão correspondem a dois grupos, um representado pela Bacia Sedimentar do Parnaíba de origem intracratônica formada na Era Paleozoica, e outro representado pelas bacias sedimentares costeiras formadas na Era Cenozoica em *rift* fissural e em margem divergente (KLEIN; SOUSA, 2012; RODRIGUES et al., 1994).

A Bacia Costeira de São Luís é uma das quatro bacias costeiras do Maranhão; limita-se a oeste com o Cinturão Gurupi e Fragmento Cráton São Luís, ao sul e leste pelo Arco Ferrer-Urbano Santos, ao norte pelas bacias submersas Bacia Pará-Maranhão e Bacia Ilha Nova (KLEIN; SOUSA, 2012; LOPES; TEIXEIRA, 2013; RODRIGUES et al., 1994). De formação cenozoica e em *rift* fissural, essa bacia caracteriza-se pela ocorrência de coberturas superficiais que indicam terem sido depositadas em fase de calmaria durante a expansão do Oceano Atlântico sem ocorrência de muitos eventos geológicos (LOPES; TEIXEIRA, 2013).

Os riftes correspondem às fendas que foram abertas durante a separação da América do Sul e da África que começou no Cretáceo e passando por sucessivas etapas (KLEIN; SOUSA, 2012; LOPES; TEIXEIRA, 2013; PASTANA, 1995a; RODRIGUES et al., 1994), a maioria dos riftes da margem continental atlântica estavam assentados na margem continental e recebiam espessas camadas de sedimentos que às vezes formavam camadas mais finas de sedimentos que se depositavam mais ao interior do continente (KLEIN; SOUSA, 2012; PASTANA, 1995a).

A sequência estratigráfica da Bacia de São Luís é formada pelos detritos rochosos cretáceos da Formação Itapecuru, os sedimentos fluviais dos depósitos terciários da Formação Barreiras e os sedimentos recentes do período Quaternário

(LOPES; TEIXEIRA, 2013; PASTANA, 2001; RODRIGUES et al., 1994). São rochas das Eras Mesozoica e Cenozoica.

Grupo Itapecuru corresponde a uma das unidades geológicas com maior ocorrência no estado do Maranhão, nele são agrupadas as Formações Cujupe, Alcântara e Unidade Indiferenciada (SANTOS; CATUNDA; DIAS, 2019). Essas formações ocorreram no Período Cretáceo Superior e conferem ao Grupo Itapecuru uma espessura que atinge de 2.000m e 2.500m. É constituída de arenitos, siltitos, argilitos e intercalação de folhelhos vermelhos e arenitos de sedimentos grosseiros e finos que se formaram em ambientes com condições climáticas distintas (KLEIN; SOUSA, 2012; LOPES; TEIXEIRA, 2013; PASTANA, 1995a; RODRIGUES et al., 1994).

Inicialmente, sua denominação foi atribuída aos afloramentos de sedimentos encontrados nos vales dos rios Itapecuru e Alpargatas e seu ambiente de formação está associado à natureza fluvial, predominantemente, e clima semiárido (KLEIN; SOUSA, 2012; PASTANA, 1995a). Dentro da Bacia de São Luís é utilizada a designação Grupo Itapecuru, porém a designação Formação Itapecuru ainda é utilizada por muitos autores nomear determinados depósitos cretáceos que ocorrem nas bacias do Parnaíba e de Bragança-Vizeu, devido não haver uma proposta de subdivisão correspondente para essas bacias (KLEIN; SOUSA, 2012).

O Grupo Barreiras por alguns autores, está inserido dentro do Grupo das Coberturas Superficiais Cenozoicas. Essas coberturas marcam a transição entre a Formação Cujupe e Barreiras pela presença de uma cobertura laterítica madura caracterizada por um perfil laterítico completo da base ao topo e por horizontes argilosos, fosfáticos ou bauxíticos e pálidos ou transicionais, com crosta ferruginosa (KLEIN; SOUSA, 2012; SANTOS; CATUNDA; DIAS, 2019).

Pastana (1995a) considera que a Formação Barreiras é constituída de sedimentos oriundos de dois sistemas deposicionais distintos, um de natureza continental, representada pelas dinâmicas fluviais, e outro de natureza marinha. No noroeste do Maranhão, região da área de estudo, ela recobre, de forma discordante, a Formação Itapecuru (KLEIN; SOUSA, 2012; PASTANA, 1995a) e a Suíte Intrusiva Tromaí, sendo de pouca expressividade na superfície da referida região (PASTANA, 1995a).

A caracterização litológica do Grupo Barreiras é composta de intercalações de folhelhos, arenitos mal selecionados, sedimentos grossos e finos de coloração variegada com predominância de argila (KLEIN; SOUSA, 2012; LOPES; TEIXEIRA, 2013;

PASTANA, 1995a). Ainda segundo os autores supracitados, na Época do Mioceno Superior até o Plioceno ocorreu uma regressão marinha e uma glaciação, rebaixando o nível de água no continente e formando a Cobertura Laterítica Imatura.

Durante o Pleistoceno ocorreu a elevação e rebaixamento do nível do mar que possibilitou a deposição de seixos, areias inconsolidadas de coloração vermelho-claras a alaranjadas com granulação fina a média e pouca argila, que foram denominados de Sedimentos Pós-Barreiras (KLEIN; SOUSA, 2012; LOPES; TEIXEIRA, 2013; PASTANA, 1995a).

Os sedimentos recentes do Quaternário Holoceno na região são representados pelos Depósitos Aluvionares e pelos Depósitos de Pântanos e Mangues. Os Depósitos Aluvionares são unidades compostas por areias e argilas inconsolidadas no continente ao longo das planícies que margeiam os cursos d'água (KLEIN; SOUSA, 2012; LOPES; TEIXEIRA, 2013; PASTANA, 2001, 1995b; RODRIGUES et al., 1994). A ação das macromarés promove a invasão de marinha no ambiente fluvial, causando depósitos híbridos resultantes da mistura do material sedimentar dos rios com os sedimentos marinhos (PASTANA, 1995a).

Os Depósitos de Pântanos e Mangues são muito comuns ao longo do litoral ocidental do Maranhão, litoral este caracterizado por macromarés de até 8 metros e pela presença de embocaduras afogadas (LOPES; TEIXEIRA, 2013; PASTANA, 1995a), também denominados rias (PASTANA, 1995a). Esta unidade é litologicamente caracterizada por uma planície lamosa composta de argila e silte, com coloração cinza, salina e instável (LOPES; TEIXEIRA, 2013; KLEIN; SOUSA, 2012; PASTANA, 2001, 1995; RODRIGUES et al., 1994).

Dentro do recorte espacial de estudo, referente ao perímetro urbano da cidade de Turiaçu, somente a Cobertura Laterítica Imatura e o Depósito de Pântanos e Mangues são encontrados como unidade litoestratigráfica sedimentar aflorante, conforme expresso no mapeamento geológico na escala 1:250.000 no caso do segundo. A Cobertura Laterítica aqui destacada como ocorrência é dada a partir da observação in loco, portanto, não está presente no referido mapeamento geológico.

3.4 Geomorfologia

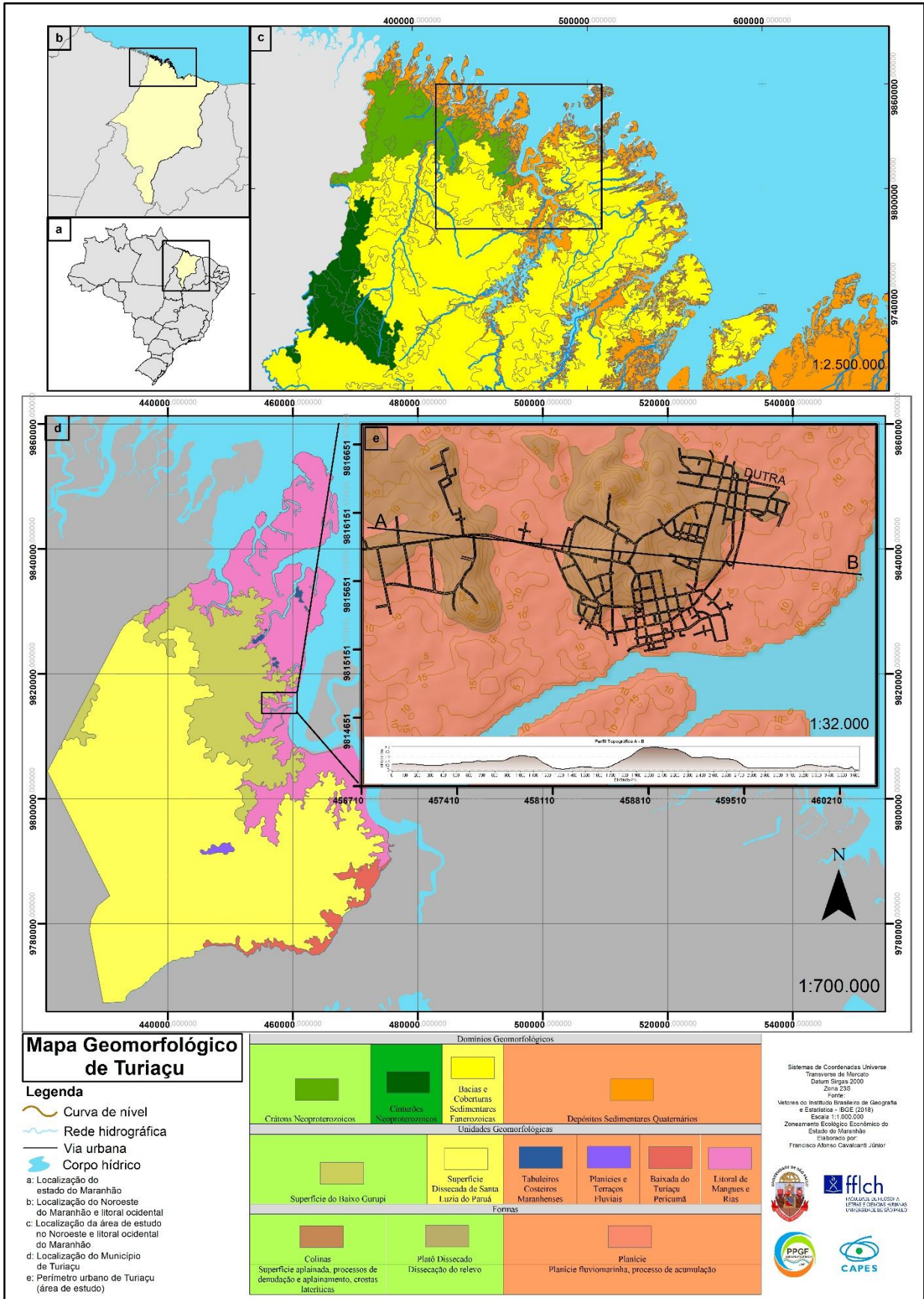
O Relevo do estado do Maranhão é resultado da intensa atividade de processos degradacionais e denudacionais em ciclos diferentes que ocorreram após o

Período Cretáceo por ação dos agentes externos sobre distintas litologias, portanto, originando diferentes formas de relevo na paisagem que, de modo geral, pode ser considerada monótona e caracterizada, principalmente, por superfície de pediplanos que predominam no setor norte (Figura 9) e algumas elevações predominantes no setor sul (DANTAS et al., 2013; FEITOSA, 2006; PASTANA, 1995b).

Essas paisagens são predominantemente suave onduladas e sustentadas por estruturas geológicas distintas como os embasamentos cristalinos pré-cambrianos, as rochas sedimentares paleozoicas e mesozoicas e as coberturas superficiais cenozoicas (DANTAS et al., 2013). Os agentes climáticos se constituíram como dominantes no modelado do relevo (FEITOSA, 2006; FEITOSA; TROVÃO, 2006; PASTANA, 1995a), associados a eventos tectônicos como a expansão oceânica e o soerguimento tectônico ocorrido na Bacia do Parnaíba após o Período Cretáceo que provocaram a uma grande denudação regional (AB'SÁBER, 2004; DANTAS et al., 2013).

Para uma melhor compreensão do relevo maranhense, Dantas et al. (2013) o compartimentou em 19 domínios geomorfológicos conhecidos como: Planície Costeira do Maranhão, Tabuleiros Costeiros, Superfícies Aplainadas do Noroeste do Maranhão, Superfície Sublitorânea de Bacabal, Superfícies Aplainadas da Bacia do Rio Parnaíba, Superfícies Tabulares das Bacias dos Rios Itapecuru e Munim, Superfícies Tabulares da Bacia do Parnaíba, Planalto Dissecado Gurupi-Grajaú, Baixos Platôs de Barra do Corda, Chapadas do Alto Rio Itapecuru; Depressão do Médio Vale do Rio Tocantins; Chapadas e Mesetas de Estreito-Carolina; Depressão Interplanáltica de Balsas; Chapadas do Alto Rio Parnaíba e Chapada das Mangabeiras.

Figura 9: Compartimentação geomorfológica do estado do setor norte do estado do Maranhão, com destaque para a área de estudo.



Fonte: Autor.

Em se tratando da região de estudo, os domínios representativos correspondem à Planície Costeira do Maranhão e às Superfícies Aplainadas do Noroeste do Maranhão. O primeiro domínio é dividido em quatro distintos subgrupos geomorfológicos (Delta do Parnaíba, Golfão e Baixada Maranhense, Lençóis Maranhenses e Reentrâncias Maranhenses) (DANTAS et al., 2013), dos quais o Litoral das Reentrâncias Maranhenses é o de ocorrência na referida região. É importante destacar que há uma outra compartimentação muito utilizada para a caracterização do litoral maranhense que o subdivide em Litoral Oriental, Golfão Maranhense e Litoral Ocidental (FEITOSA, 2006).

O litoral da região que compreende o município de Turiaçu recebeu algumas classificações: Pastana (1995a) a denomina como Planície Alúvio-coluvionar, Ab'Saber (2004) utiliza o termo Costa de *Rias*, Souza Filho (2005) utiliza Costa de Manguezais de Macromaré da Amazônia, Feitosa (2006) adota o uso da classe Litoral Ocidental e Dantas et al. (2013) opta por Reentrâncias Maranhenses. Todos esses autores e suas fontes convergem nas mesmas características fisiográficas para descrever a região em questão, por vezes se referindo ao termo litoral de reentrâncias para descrever essa unidade geomorfológica, por esta razão utilizaremos todas essas classificações como sinônimos no presente trabalho e adotaremos a denominação dada por Dantas et al. (2013).

Diz-se litoral, a faixa de terras que durante a amplitude das marés é inundada frequentemente, possuindo tamanho variável condicionado a essa amplitude e delimitada pela linha de preamar e baixa mar (FEITOSA, 2006). O litoral do Maranhão possui aproximadamente 650 km de extensão, sendo o segundo maior litoral do Brasil (DANTAS et al., 2013; FEITOSA, 2006), o qual é bem recortado no setor noroeste do estado, formado por embocaduras alagadas, que se estendem desde a o Golfão Marajoara, no estado do Pará, de forma contínua e, sendo assim, denominado reentrâncias maranhenses (AB'SÁBER, 2004; DANTAS et al., 2013; PASTANA, 1995a; SOUZA FILHO, 2005).

O Litoral de Reentrâncias Maranhenses corresponde a uma faixa de desembocaduras largas em formato de trombetas que se estreitam rapidamente no sentido do interior do continente drenando uma grande região estuarina e denotando características de uma costa formada por *rias* (AB'SÁBER, 2004; DANTAS et al., 2013; FEITOSA, 2006; PASTANA, 1995a). A *ria* corresponde a um vale afogado pela

transgressão marinha, dando origem a uma foz larga em forma de trombeta (AB'SÁBER, 2004; GUERRA; GUERRA, 1997).

Os processos erosivos e deposicionais fluviomarinhos ao longos de milhões recobriram as *rias* deixando o talvegue original muito abaixo do nível das margens e do leito atual (DANTAS et al., 2013; FEITOSA, 2006; GUERRA; GUERRA, 1997). Esses processos originaram uma planície litorânea com unidades geomorfológicas diversificadas, com destaque para as planícies coluvionares, planícies fluviais, planícies costeiras e planícies fluviomarinhas (DANTAS et al., 2013; FEITOSA, 2006; FEITOSA; TROVÃO, 2006; PASTANA, 1995a).

As planícies coluvionares são superfícies que resultaram do processo de erosão e depositadas no continente próximo a corpos hídricos e base das vertentes, seus sedimentos são arenoargilosos a argiloarenosos e mal selecionados, sua amplitude no relevo varia de 2 a 10 m (DANTAS et al., 2013; PASTANA, 1995a). As planícies fluviais ou aluviais são resultado dos depósitos formados pelos sedimentos de origem fluvial, são mal drenadas e possuem amplitude variável do relevo (DANTAS et al., 2013; GUERRA; GUERRA, 1997).

A planície costeira corresponde aos campos de dunas e cordões arenosos formados a partir do transporte dos sedimentos arenosos pelo agentes oceanográficos (DANTAS et al., 2013; FEITOSA, 2006; FEITOSA; TROVÃO, 2006). A planície fluviomarinha é constituída de sedimentos argiloarenosos e argilosos, mal drenada, é uma unidade de transição entre o continente e o mar onde se desenvolve a vegetação de mangue (DANTAS et al., 2013; SOUZA FILHO, 2005).

As Superfícies Aplainadas do Noroeste do Maranhão são assim denominadas por Dantas et al. (2013) como uma nova proposta por abrangerem uma região mais ampla entre o Golfão Maranhense e a fronteira com o estado do Pará que a antiga denominação Superfície do Rio Gurupi que se limitava à área drenada pelo Rio Gurupi (DANTAS; TEIXEIRA, 2013). Os Tabuleiros do Noroeste do Maranhense assim denominados por Feitosa (2006) e os pediplanos utilizados na caracterização feita por Pastana (1995a) serão termos adotados para a região de estudo como sinônimos das Superfícies Aplainadas do Noroeste do Maranhão, por ser esta uma denominação mais recente.

A Superfície Aplainada do Noroeste do Maranhão corresponde a uma vasta área sedimentar relacionada à Formação Itapecuru, suavemente ondulada, altamente

dissecada que se sobrepõe às bases metamórfica e cristalina do Fragmento Cráton São Luís (rochas metamórficas do Complexo Maracaçumé e granitóides da Suíte Intrusiva Tromai) (DANTAS et al., 2013; PASTANA, 1995a). Esta unidade geomorfológica está limitada ao leste pelo Golfão Maranhense, ao norte pelas planícies fluviomarinhas, ao sul pelo Planalto Dissecado do Gurupi-Grajaú e ao oeste pelo Rio Gurupi adentrando o estado do Pará (DANTAS et al., 2013).

Na região de Turiaçu a forma de relevo anteriormente citada é a predominante, caracterizada por colinas mamelonares que resultaram do intenso processo erosivo na região com diminuição da inclinação no sentido norte-sul (DANTAS et al., 2013; FEITOSA, 2006; PASTANA, 1995a). Essa unidade geomorfológica na região de Turiaçu se diferencia da que ocorre nas regiões de domínio geológico do Complexo Maracaçumé por apresentar maiores elevações em consequência do controle erosivo exercido pelo granito da Suíte Intrusiva Tromai (PASTANA, 1995a). Os solos que se formam nessa superfície são ácidos, drenados e com baixa fertilidade natural, ocorrendo a predominância de Plintossolos e Argissolos Vermelho-Amarelos plínticos (DANTAS et al., 2013).

Na área de estudo, que corresponde ao perímetro urbano de Turiaçu, há a ocorrência de duas grandes colinas de aproximadamente 50 m com declividade acentuada em direção às áreas mais baixas, há também a ocorrência de extensas planícies fluviomarinhas onde são construídas residências do tipo palafitas e nas últimas décadas vêm sendo aterradas para a construção de estruturas residenciais e comerciais mais pesadas. Destacam-se ainda a ocorrência de algumas zonas, aparentemente, colmatadas que se encontram na área de inundação marinha, conhecidas como apicum.

3.5 Solos

Os solos do estado do Maranhão são intimamente relacionados aos aspectos geológicos e geomorfológicos que, de igual forma, ocorrem na paisagem com diversidades de classes que se diferenciam desde as chapadas do sul até as planícies litorâneas do norte. Essa relação converge com o entendimento dos processo de formação do solo que ocorre a partir da degradação do material de origem pelos agentes intempéricos, decomposição de matéria orgânica e forte influência do relevo, tudo isso sujeito ao elemento tempo (LEPSCH, 2010).

Entende-se por solo um meio composto por elementos inorgânicos e orgânicos, sejam eles vivos ou inertes, líquidos e gases que se dispõem de forma tridimensional, contínua e dinâmica, sujeitos a ação dos agentes climáticos e do tempo (EMBRAPA, 2013; LEPSCH, 2010; QUEIROZ NETO, 2010; RUELLAN, 1985, 1986). Um outro agente na pedogênese que não pode ser desconsiderado é o ser humano, que pode modificar ou construir camadas de solo a partir das rupturas criadas no sistema natural de forma acelerada (EMBRAPA, 2013; RUELLAN, 1986).

A divisão administrativa do estado do Maranhão compreende as mesorregiões e as microrregiões (Quadro 1), nas quais estão inseridas as menores unidades administrativas, ou seja, os municípios (BATISTELLA et al., 2014).

Quadro 1: Divisão administrativa do estado do Maranhão.

| MESORREGIÃO | MICRORREGIÃO |
|------------------|--|
| Norte Maranhense | Aglomeração urbana de São Luís Baixada Maranhense Itapecuru-Mirim Lençóis Maranhenses Litoral Ocidental Rosário |
| Sul Maranhense | Porto Franco Gerais de Balsas Chapada das Mangabeiras |
| Leste Maranhense | Baixo Parnaíba Maranhense Caxias Chapadinha Codó Coelho Neto Chapadas do Alto Itapecuru |
| Oeste Maranhense | Gurupi Pindaré Imperatriz |
| Centro | Médio Mearim Alto Mearim e Grajaú Presidente Dutra |

Fonte: Feitosa e Trovão (2006)

A cidade de Turiaçu está inserida na microrregião do Gurupi que apresenta uma ocorrência de seis classes de solos: Latossolo Vermelho distrófico, Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico, Gleissolo Sáfico sódico, Gleissolo Háplico Ta eutrófico e, em menor ocorrência, Gleissolo Tiomórfico órtico (IBGE, 2011). A caracterização pedológica para a área de estudo é baseada no Mapa exploratório de solos do estado do Maranhão (IBGE, 2011) na escala 1:400.000, um material rico em informações

pedológicas do território estadual, mas em escala reduzida para estudos de detalhes. No perímetro urbano de Turiaçu, ocorrem as três primeiras classes de solos anteriormente citadas (Figura 10 – legenda ampliada no Anexo I).

A ordem dos Latossolos é caracterizada por solos bastante intemperizados e intenso processo de ferralitização ou laterização, conhecido como latolização, possuindo horizonte B latossólico logo abaixo de qualquer outro horizonte diagnóstico, são solos muito profundos variando de fortemente a bem drenados com exceção dos que apresentam cores mais pálidas que podem chegar a serem imperfeitamente drenados (EMBRAPA, 2013). O caráter distrófico indica uma baixa saturação das bases, tornando esses solos mais ácidos e de baixa fertilidade.

Esses solos representam a maior parte da cobertura pedológica do Brasil, sendo a ocorrência dos Latossolos Amarelos mais comum na Amazônia e nos tabuleiros costeiros na Região Nordeste (LEPSCH, 2010). Possuem coloração variando nos matizes 2,5YR a 7,5YR, transição entre os horizontes de forma gradual ou difusa e predominância de argilominerais 1:1, principalmente a caulinita, no horizonte B (JACOMINE, 1986). Apresentam transporte reduzido de argilas para o horizonte B e maior ou menor ocorrência de hidróxidos e óxidos de ferro devido às condições hídricas e aptidão do solo para drenagem (EMBRAPA, 2013).

O mapa exploratório dos solos do Maranhão agrupa em uma única classe duas ou mais classes que, devido suas ocorrências em menores proporções, aparecem somente na descrição. Desta forma a classe dos Latossolos Amarelos distróficos ocorrem em Turiaçu em associação com Argissolos Vermelho-Amarelos plínticos e típicos, Argissolos Acinzentados distróficos e Latossolos Vermelhos típicos (IBGE, 2011).

A ordem dos Argissolos é caracterizada por intenso transporte e acúmulo de argila no horizonte B textural, podem ser de baixa atividade ou de alta se associadas aos caracteres alítico ou distrófico; podem variar de forte a imperfeitamente drenados; profundidades relativas; A transição pode ser geralmente clara, abrupta ou gradual entre os horizontes A e B (EMBRAPA, 2013). Eles são muito intemperizados e a principal característica que os distingue dos Latossolos é a evidente distinção de um horizonte para o outro com acúmulo de argila no horizonte B (LEPSCH, 2010). Nesses solos predominam os argilominerais do tipo caulinita e condição de acidez moderada (EMBRAPA, 2013).

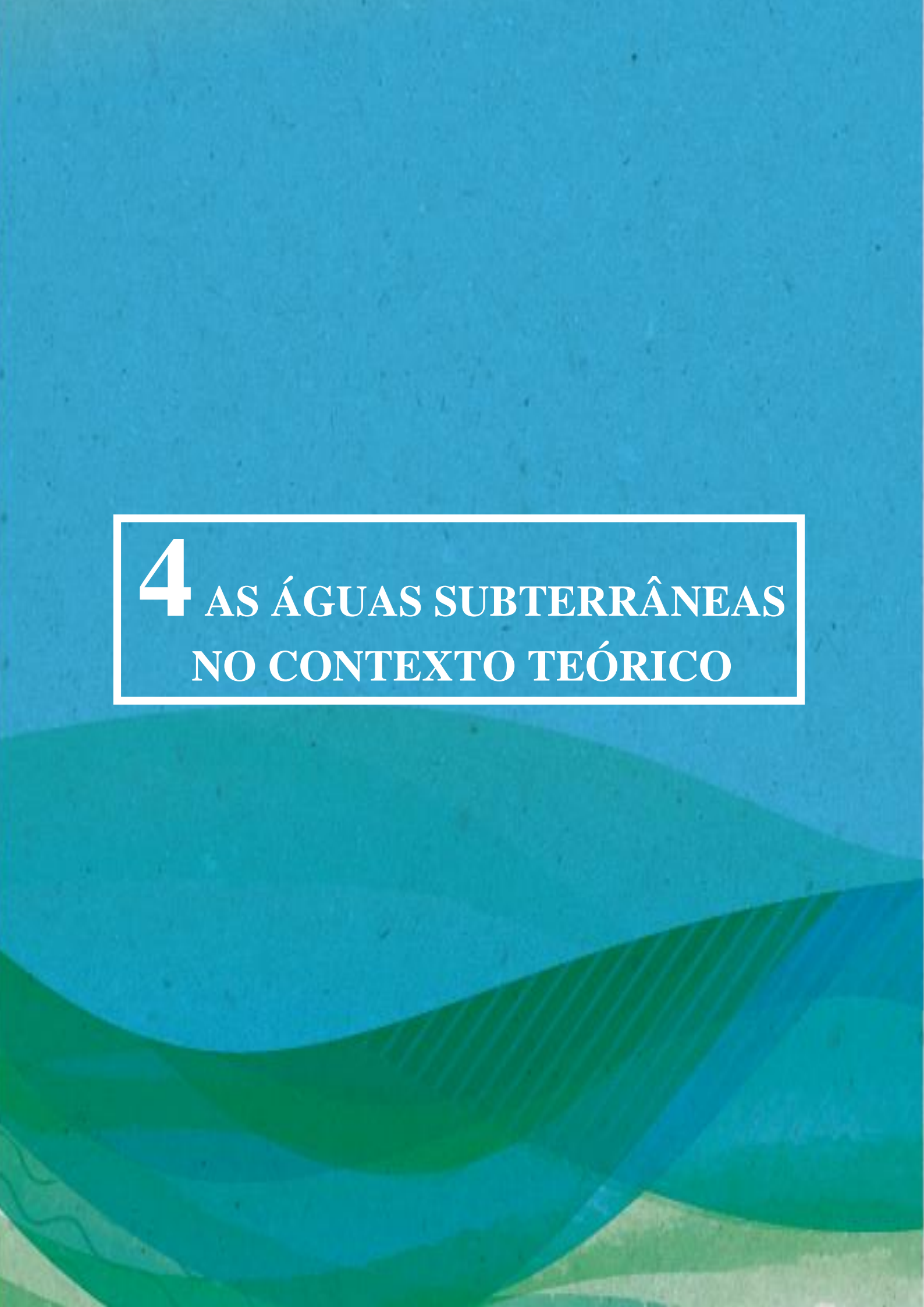
Conforme o mapa exploratório dos solos do Maranhão, em Turiaçu a classe dos Argissolos Vermelho-Amarelos distróficos é representada pela ocorrência em associação do Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico plíntico com o Plintossolo Argilúvico distrófico petroplíntico. No primeiro, o matiz varia de 5YR a 10YR, estrutura em blocos subangulares ou granulares, baixa saturação de bases, ocorrência de horizontes com características intermediárias com Plintossolos e fase pedregosa no horizonte A manifesta pelos cascalhos; No segundo, há a condição de drenagem deficitária devido a presença de horizonte plíntico ou petroplíntico logo após o horizonte A, possui cores nos matizes 10YR, 7,5YR ou 5YR e podendo apresentar a ocorrência de mosqueados, o solo apresenta uma estrutura fraca e baixa saturação de bases (JACOMINE, 1986).

A classe de Gleissolo Sáfico sódico neste trabalho será substituída pela designação Solos Indiscriminados de Mangue, que compreende a antiga classe dos Solonchaks utilizada na classificação de solos da FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (OLIVEIRA NETO; SILVA, 2011). Desta forma, se adequando a designação utilizada em outros trabalhos que caracterizam esse tipo de solo (CORREIA FILHO et al., 2011; FEITOSA, 2006; FEITOSA; TROVÃO, 2006; JACOMINE, 1986; NASCIMENTO; DOMINGUEZ, 2009; OLIVEIRA NETO; SILVA, 2011; PASTANA, 1995a).

Portanto, os Solos Indiscriminados de Mangue constituem uma classe caracterizada por ser formada de detritos orgânicos e material mineral muito fino (silte e argila) depositado ao longo das regiões estuarinas pelos rios e o mar, gerando solos halomórficos não consolidados de idade holocênica, consistência lamacenta e cor escura e presença marcante do bioma manguezal (JACOMINE, 1986; OLIVEIRA NETO; SILVA, 2011; PASTANA, 1995a; VIDAL-TORRADO et al., 2005). A concentração de bases, valores de pH elevados e a condição de hidromorfismo nesses solos causa a cristalização de argilominerais do tipo 2:1 (VIDAL-TORRADO et al., 2005).

A baixa energia das correntes dos rios próximo à foz e o fluxo indireto da maré na planície litorânea condicionam a deposição das partículas de minerais que ficam em suspensão na água, o aporte de matéria orgânica que se decompõe e dá a coloração escura tem origem na vegetação dos manguezais, fauna e microrganismos aquáticos (JACOMINE, 1986). Os Solos Indiscriminados de Mangue são naturalmente pouco

férteis e pouco desenvolvidos, cobrem aproximadamente 4,4% do território do estado do Maranhão (FEITOSA; TROVÃO, 2006).

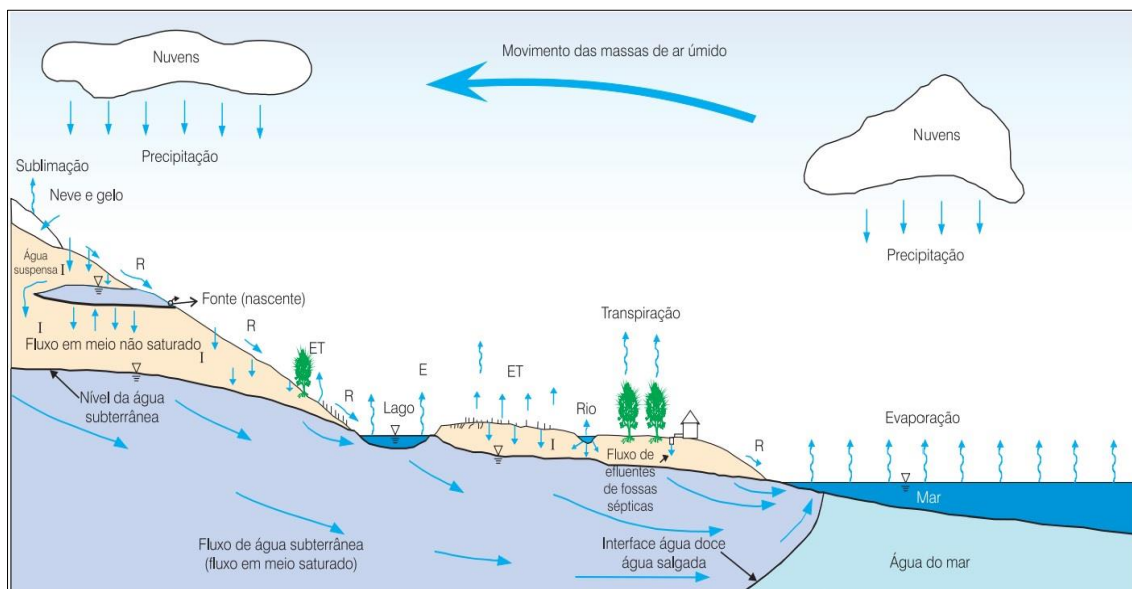


4 AS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO CONTEXTO TEÓRICO

4.1 Ciclo hidrológico e as águas subterrâneas

O ciclo hidrológico ou ciclo da água (Figura 11) corresponde à circulação fechada de água na interação da atmosfera com a superfície terrestre em decorrência da incidência da energia solar combinada com a gravidade e a rotação terrestre, como um fenômeno global (FEITOSA et al., 2008; FREEZE; CHERRY, 1979; HIRATA et al., 2019).

Figura 11: Esquema representativo do ciclo hidrológico ou ciclo da água. E = evaporação; ET = evapotranspiração; I = infiltração; R = escoamento superficial (deflúvio)



Fonte: Feitosa et al (2008) (modificado de Bear e Verruijy, 1987)

A precipitação é a forma de entrada do fluxo, sob a forma de chuva ou derretimento da neve, no sistema hidrológico. Os cursos d'água são abastecidos por ela tanto pelo escoamento superficial aos canais fluviais, como pelo fluxo subterrâneo, pelo fluxo subsuperficial e escoamento após a saturação do solo pela infiltração (FREEZE; CHERRY, 1979). Nesse sistema, o fluxo de saída é marcado pelo escoamento até outros corpos hídricos e pela combinação da evaporação dos de corpos d'água superficiais e das superfícies do solo e pela transpiração das plantas, essa combinação também é conhecida como evapotranspiração (FREEZE; CHERRY, 1979).

As águas subterrâneas são mais que um recurso, constituem uma característica essencial do ambiente natural (FEITOSA et al., 2008). Fazem parte integralmente do

hidrológico, desta forma, as águas no sistema aquífero fazem percurso lento em seu fluxo desde o ponto de infiltração das precipitações atmosféricas (zona de recarga) até o ponto onde as águas subterrâneas fluem continuamente em corpos de água superficial, como rios, lagos, pântanos e o mar (zona de descarga)(HIRATA et al., 2019).

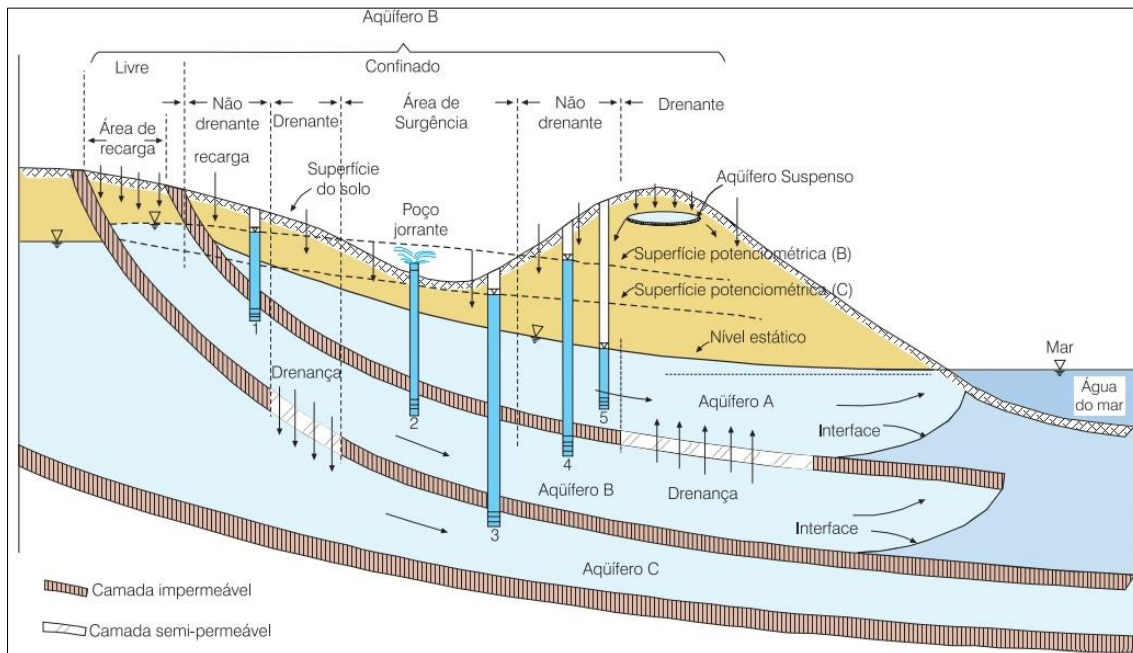
Define-se como água subterrânea aquela que ocorre abaixo do nível de saturação, ou nível freático, e parcialmente saturado, e nas formações geológicas profundas totalmente saturadas (FEITOSA et al., 2008). Essa trata-se de uma definição clássica, mas o entendimento dos estudos sobre água subterrânea deve se basear em um sentido mais amplo e interdisciplinar, sendo pertinente aos geólogos, hidrólogos, pedólogos, engenheiros agrônomos, silvicultores, geógrafos, ecologistas, engenheiros geotécnicos, engenheiros de mineração, engenheiros sanitários, analistas de reserva de petróleo e outros (FREEZE; CHERRY, 1979).

4.2 Aquíferos

No ciclo hidrológico, parte da água infiltrada fica retida no solo e uma outra parte percola gradativamente até os aquíferos. O movimento da água nesse processo é condicionado pela estrutura da rocha, em ambiente sedimentar ela ocupa os poros e vazios primários dando origem aos aquíferos porosos, em ambiente cristalino ou metamórfico ela ocupa os espaços das fraturas ou fissuras dando origem ao aquífero fissural, e quando provoca a dissolução de rochas carbonáticas origina o aquífero cárstico (FEITOSA et al., 2008).

Quanto à pressão na superfície limítrofe e a transmissão da água entre as camadas podem ser classificados em dois tipos de aquíferos, os livres e os confinados (Figura 12), ambos podem ainda ser subclassificados dada a permeabilidade das camadas limítrofes em drenantes e não drenantes, no caso dos aquíferos livres pode ocorrer a excepcionalidade de tipos suspensos (FEITOSA et al., 2008; FREEZE; CHERRY, 1979) (Quadro 2).

Figura 12: Representação esquemática dos tipos de aquíferos quanto à pressão das águas e natureza das camadas.



Fonte: Feitosa et al. (2008), modificado de Bear e Verruijt (1987).

Quadro 2: Síntese dos tipos de aquíferos e seus subtipos.

| Aquífero Livre | | | Aquífero Confinado | |
|---|---|--|---|---|
| Freático ou não confinado, o limite superior é a superfície de saturação submetida à pressão atmosférica. | | | Aquífero sob pressão, a pressão da água em seu entorno é maior que a pressão atmosférica. | |
| Drenante | Não drenante | Suspenso | Drenante | Não drenante |
| Base limítrofe semipermeável, possibilitando a movimentação de fluxo pela camada. | Base limítrofe impermeável, impossibilitando a movimentação de fluxo pela camada. | Pode existir em caráter temporário, forma-se entre a superfície freática e o nível do terreno sobre uma camada semipermeável ou permeável de curta extensão. | Pelo menos uma das camadas limítrofes é semipermeável, permitindo a entrada e saída de fluxo pelo topo ou base. | As camadas limítrofes são impermeáveis. |

Fonte: Organizado pelo autor com base em Feitosa et al. (2008).

O ponto de maior preocupação envolvendo a contaminação das águas subterrâneas, neste contexto, ocorre especialmente em relação ao nível freático e pouco profundo, isso porque o risco de contaminação é mais significativo em aquíferos não confinados. Outro ponto importante é referente aos aquíferos semiconfinados, pois, se

apresentarem pequena espessura e maior grau de permeabilidade, eles também podem estar mais vulneráveis à contaminação de suas águas (FOSTER; HIRATA, 1993).

Segundo o levantamento da geodiversidade do Maranhão (BANDEIRA, 2013), o estado pode ser dividido em classes que representam a produtividade para captação de água subterrânea a partir do trabalho de Struckmeier e Margat (1995), sendo classificadas em: Muito Alta a Alta; Alta a Moderada; Moderada a Geralmente Baixa, porém Localmente Moderada; Geralmente Baixa, porém Localmente Moderada a Geralmente Muito Baixa, Localmente Baixa; Geralmente Muito Baixa, Localmente Baixa e Não Aquífera (Tabela 3). As observações de campo e os dados, a literatura e os dados dos poços do Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS) da CPRM/SGB, foram utilizados para atribuir a cada unidade hidrogeológica uma classe de produtividade.

Tabela 3: Unidades hidrogeológicas do estado do Maranhão e suas classes de produtividade.

| Unidade Hidrogeológica | Espessura Média (m) | Tipologia | Produtividade | Classe |
|--------------------------|---------------------|---------------------|--|-----------|
| Barreiras (ENb) | 60 | Livre | Moderada a Geralmente Baixa, porém Localmente Moderada | (3) e (4) |
| Itapecuru (K12it) | 130 | Livre | Moderada a Geralmente Baixa, porém Localmente Moderada | (3) e (4) |
| Codó (K1c) | 70 | Livre | Geralmente Muito Baixa, porém Localmente Baixa | (5) |
| Grajaú (K1g) | 40 | Livre | Geralmente Baixa, porém Localmente Moderada a Geralmente Muito Baixa, porém Localmente Baixa | (4) e (5) |
| Urucuia (K2u) | 500 | Livre/Semiconfinado | Alta/Muita Alta | (2) e (1) |
| Sardinha (K1βs) | - | - | Improdutiva | (6) |
| Cordeira (J2c) | 160 | Livre/Semiconfinado | Geralmente Baixa, porém Localmente Moderada/Moderada | (4) e (3) |
| Pastos Bons (J2pb) | 60 | Livre | Geralmente Muito Baixa, porém Localmente Baixa | (5) |
| Mosquito (J1βm) | - | - | Improdutiva | (6) |
| Sambaíba (T12s) | 230/300 | Livre/Confinado | Muito Alta a Alta | (1) e (2) |
| Motuca (P3m) | 130 | Livre/Semiconfinado | Geralmente Muito Baixa, porém Localmente Baixa | (5) |
| Pedra de Fogo (Ppf) | 130 | Livre | Geralmente Muito Baixa, porém Localmente Baixa | (5) |
| Poti (C1po)-Piauí (C2pi) | 250-150 | Livre/Confinado | Moderada a Alta | (3) e (2) |

Fonte: Bandeira (2013).

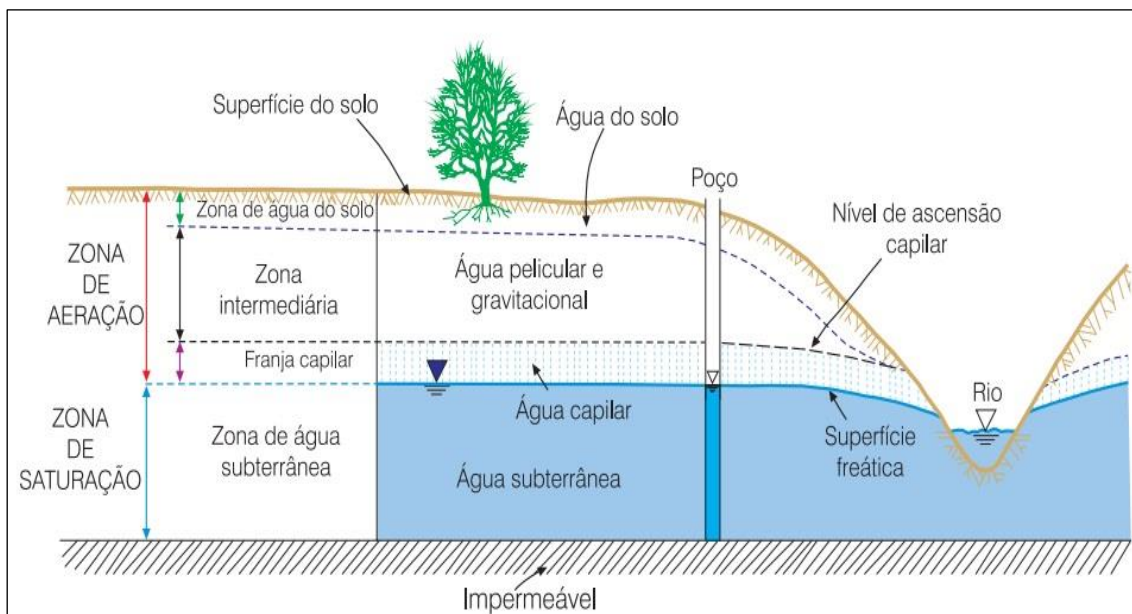
Os aquíferos, dependendo de suas características hidrogeológicas e geoquímicas, possuem grande potencial para diluir e degradar compostos contaminantes que venham

a se infiltrar a partir do solo, sendo o próprio solo a primeira zona biogeoquímica de retardo desses perigos a depender da intensidade e da natureza da contaminação (HIRATA et al., 2019).

4.3 Nível freático em subsuperfície e sua relação com a contaminação

A infiltração potencial é indicada pela taxa máxima que o solo é capaz de absorver a precipitação em um dado contexto (FEITOSA et al., 2008; HORTON, 1933). A água infiltrada se distribui no subsolo verticalmente em duas posições horizontais, a zona saturada e a zona não saturada (FEITOSA et al., 2008) (Figura 13).

Figura 13: Distribuição vertical da água no solo e subsolo.



Fonte: Feitosa et al. (2008), modificado de Bear e Verruijt (1987).

Zona Saturada

Localiza-se abaixo da superfície freática, nessa zona a água presente preenche todos os vazios existentes. Entende-se por superfície freática ou nível freático os pontos do solo e subsolo em que a água está submetida à pressão atmosférica (FEITOSA et al., 2008; FREEZE; CHERRY, 1979). Sua importância no processo de contaminação está associada à sua capacidade de dispersão hidráulica e ao fluxo de água que provocam a diluição de contaminantes móveis e persistentes (FOSTER; HIRATA, 1993).

Zona não Saturada ou Zona de Aeração

Também chamada de zona vadosa, é caracterizada pelo preenchimento parcial dos seus poros com ar e água, encontra-se entre a superfície freática e a superfície do terreno e é subdividida em três partes: zona capilar, zona intermediária e zona de água no solo. A zona capilar ou franja capilar (75% de saturação) situa-se entre a superfície freática e o limite de ascensão capilar, sua espessura dependerá da distribuição do tamanho dos poros e das características do terreno. A zona intermediária localiza-se entre a ascensão capilar da água e o alcance das raízes, nela a umidade presente é de água capilar isolada. A zona de água no solo situa-se entre os extremos radiculares da vegetação e a superfície do terreno, sua espessura varia em centímetros, a água capilar isolada ou suspensa presente é utilizada pelas plantas para suas funções (FEITOSA et al., 2008; FREEZE; CHERRY, 1979).

A zona não saturada é a mais importante defesa natural contra a contaminação, por se tratar da primeira zona de contato dos contaminantes e por estar estrategicamente situada entre a superfície do terreno e o nível freático, atenuando e eliminando os agentes contaminantes através das atividades físicas, químicas e biológicas do seu ambiente (FOSTER, 1985; FOSTER; HIRATA, 1993; HIRATA et al., 2019; MATTHESS; PEKDEGER; SCHROTER, 1985). Ocorrendo, geralmente, condições aeróbicas e alcalinas nos processos físico-químicos (FOSTER; HIRATA, 1993).

Considerando suas características e propriedades intrínsecas é esperado que a zona não saturada tenha potencial para interceptar, sorver e eliminar bactérias e vírus; para atenuar contaminantes orgânicos inorgânicos através da sorção; e para a biodegradação de hidrocarbonetos e compostos orgânicos sintetizados. Neste contexto, é preciso também considerar variantes que tem potencial para interferir no potencial supracitado, alguns contaminantes podem apresentar comportamentos diferentes, dependendo da carga orgânica ou ácida, provocando uma variação significativa na condutividade, nem sempre provocando a decomposição e apenas retardando os contaminantes de chegarem ao nível freático (FOSTER; HIRATA, 1993).

4.4 Vulnerabilidade intrínseca à contaminação do sistema aquífero

O conceito de vulnerabilidade tem sido uma ferramenta de análise muito eficaz para retratar susceptibilidades, fragilidades e os perigos que sofrem os sistemas físico e social, desta forma tornando-se imprescindível que seu foco esteja no sistema socioecológico e em sua capacidade de resiliência, ou seja, compreendendo que as ações humanas e as estruturas sociais são partes integrantes da natureza e se correlacionam (ADGER, 2006). Resiliência é um conceito que, no contexto dos sistemas socioecológicos, refere-se ao grau de perturbação que pode ser absorvido antes que o sistema passe para um estado altamente transformado, bem como sua capacidade de se organizar e adaptar-se às circunstâncias adversas (CARPENTER et al., 2001; FOLKE, 2006; KASPERSON; KIRSTIN, 2005).

A compreensão da vulnerabilidade parte da escala de observação dos processos humanos e naturais que se interligam no sistema socioecológico. Os eventos locais, como a seca, por exemplo, podem ser resultados de mudanças induzidas globalmente e que sistematicamente acabam se interligando demonstrando certo grau de vulnerabilidade do sistema socioecológico. Quando associado às perturbações e tensões, essa experiência acaba envolvendo a exposição dos sistemas naturais e humanos, o subsistema posterior a eles experimenta os danos causados pela exposição (riscos e impactos) por meio da sua sensibilidade, portanto, as formas de ajustes de enfrentamento podem ocorrer a curto e a longo prazo e dependendo do processo podem também alterar o grau de sensibilidade (KASPERSON; KIRSTIN, 2005).

A vulnerabilidade é sempre em relação a algo, por isso pode dar origem a diversos estudos com métodos de avaliação diferentes, todavia, de modo geral ela é medida por uma razão que pode ser aplicada considerando tanto aspectos físicos quanto humanos. Na análise da evolução dos antecedentes tradicionais e sucessores em estudos de vulnerabilidade, Adger (2006) elaborou uma tabela síntese na qual demonstra a evolução das abordagens com base nos objetivos de alguns trabalhos. Enquanto os seus antecedentes prezavam por uma abordagem mais compartimentada os seus sucessores deram aos estudos de vulnerabilidade uma capacidade de análise mais sistêmica dos elementos para explicar a investigação proposta.

Para a maioria dos pesquisadores da área o conceito de vulnerabilidade das águas subterrâneas baseia-se nas suposições de que o ambiente físico (geológico e do

solo) pode proporcionar algum grau de proteção às águas subterrâneas a partir de impactos naturais e humanos e que alguns aquíferos são mais vulneráveis aos impactos externos do que outros (RICHTS; VRBA, 2016; VRBA; ZAPOROŽEC, 1994).

Sendo assim, a vulnerabilidade das águas subterrâneas é uma condição intrínseca ao sistema natural e que, portanto, depende da sensibilidade aos impactos dos processos naturais e/ou humanos e a capacidade desse sistema de reagir a esses impactos, ou seja, a vulnerabilidade intrínseca de um aquífero pode ser definida como a facilidade com que um contaminante introduzido na superfície do solo pode atingir as águas subterrâneas dependendo das características naturais do meio (VRBA; ZAPOROŽEC, 1994).

Nesse contexto, a vulnerabilidade específica pode ser entendida como a vulnerabilidade intrínseca e a probabilidade de que um aquífero ser contaminado por substâncias, que são introduzidas em determinado ponto ou área ao redor da superfície do solo (ANTONAKOS; LAMBRAKIS, 2007).

A maior ou menor concentração de substância pode ter origem natural, mas as atividades antrópicas, principalmente as agrícolas, são as que mais contribuem para a deterioração e aumento do grau de vulnerabilidade das águas subterrâneas à contaminação, desta forma, são as características intrínsecas que determinam a sensibilidade do sistema aquífero de ser negativamente afetado por uma carga de contaminantes (SHIRAZI; IMRAN; AKIB, 2012). A contaminação dependerá do tempo da viagem dos contaminantes que pode diminuir ou aumentar a vulnerabilidade de acordo com as características do meio, espessura e profundidade da zona saturada, tipo e carga do contaminante proporcionando várias interações físico-químicas (CIVITA, 2010).

4.5 Indicadores de contaminação e qualidade da água

Compreender as cargas de contaminantes no solo passa por conhecer as fontes e suas potencialidades de contaminação, contudo, as diferenças de desenvolvimento entre as nações no mundo podem não refletir a realidade do quadro dos eventos de contaminação, desta forma, a principal fonte de contaminação em um dado local pode não ser a mesma em outro (FOSTER et al., 2002). Foster et al. (2002) realizaram uma revisão geral dos casos conhecidos em que as águas subterrâneas tiveram sua qualidade

comprometida, considerando as disparidades econômicas no mundo, e organizaram um resumo das atividades capazes de gerar carga contaminante no subsolo (Tabela 4).

Considerando ambiente urbano e o contexto da cidade de Turiaçu, a tabela supracitada destaca a falta de esgoto, o vazamento de esgoto, despejo de esgoto no solo e esgoto em rio influente como atividades capazes de produzir cargas de contaminantes no subsolo, sendo os principais tipos de poluentes aplicados sob o solo, e resultantes dessas atividades, nutrientes diversos, patógenos fecais, carga orgânica geral e micro-organismos tóxicos.

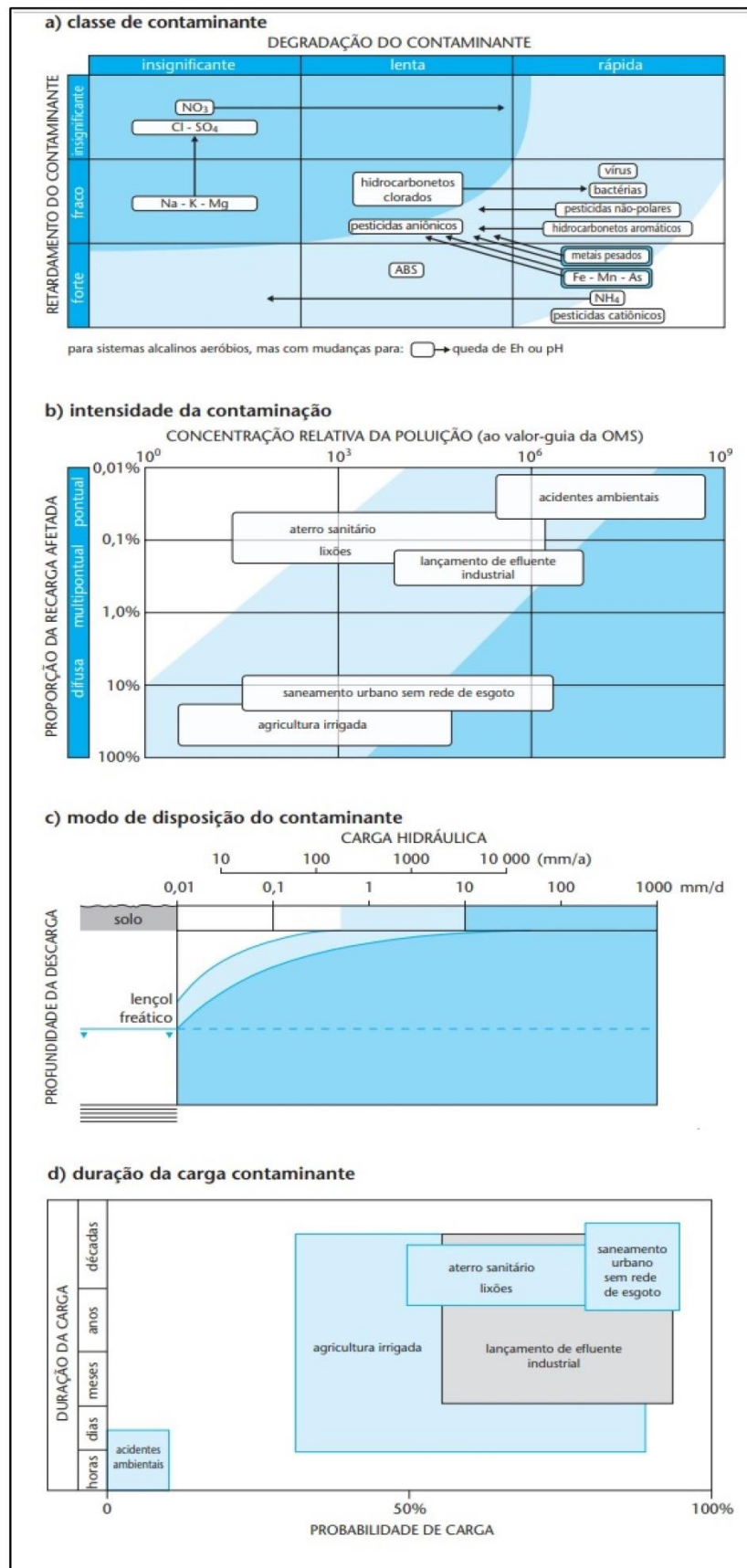
As cargas dos contaminantes possuem características, do ponto de vista teórico, que são interdependentes e podem ser de quatro tipos, na Tabela 5 essas características estão discriminadas e a escala do potencial de cada uma delas aumenta quanto mais escuro for o sombreamento da cor azul que resulta da relação das variáveis envolvidas (FOSTER et al., 2002; FOSTER; HIRATA, 1993).

Tabela 4: Atividades com capacidade de produzir carga de contaminantes no subsolo.

| TIPO DE ATIVIDADE | NATUREZA DA CARGA CONTAMINANTE | | | |
|--|--------------------------------|-------------------------------|-----------------------|--|
| | categoria de distribuição | principais tipos de poluentes | sobrecarga hidráulica | aplicação sob o solo (+ indica importância crescente) |
| Desenvolvimento Urbano | | | | |
| falta de esgoto | u/r P-D | n f o t | + | + |
| vazamento de esgoto (a) | u P-L | o f n t | + | + |
| lagoas de oxidação de águas residuais (a) | u/r P | o f n t | ++ | + |
| despejo de esgoto no solo (a) | u/r P-D | n s o f t | + | |
| esgoto em rio influente (a) | u/r P-L | n o f t | ++ | ++ |
| lixiviação de aterros sanitários/lixões (a) | u/r P | o s h t | | |
| tanques de armazenagem e tubulações de combustível | u/r P-D | t | | + |
| valas de drenagem em auto-estrada | u/r P-D | s t | + | ++ |
| Produção Industrial | | | | |
| vazamentos em tanques/tubulações (b) | u P-D | t h | + | |
| derramamentos acidentais | u P-D | t h | | |
| águas de processo/lagoas de efluentes | u P | t o h s | ++ | + |
| despejo de efluentes no solo | u P-D | t o h s | + | |
| efluentes em rio influente | u P-L | t o h s | ++ | ++ |
| lixiviação de depósitos de resíduos | u/r P | o h s t | | |
| drenagem em valas | u/r P | t h | ++ | ++ |
| precipitação de substâncias por meio aéreo | u/r D | s t | | |
| Produção Agrícola (c) | | | | |
| a) cultivo agrícola | | | | |
| – com agroquímicos | r D | n t | | |
| – com irrigação | r D | n t s | + | |
| – com lodo/borra | r D | n t s o | | |
| – com irrigação com águas residuais | r D | n t o s f | + | |
| b) criação de gado/beneficiamento da colheita | | | | |
| – lagoas de efluentes | r P | f o n t | ++ | + |
| – despejo de efluentes no solo | r P-D | n s o f t | | |
| – efluentes em rio influente | r P-L | o n f t | ++ | ++ |
| Extração Mineral | | | | |
| perturbação hidráulica | r/u P-D | s h | | |
| despejo de águas de drenagem | r/u P-D | h s | ++ | ++ |
| lagoas de águas de processo/lodo | r/u P | h s | + | + |
| lixiviação de depósitos de resíduos | r/u P | s h | | |
| (a) pode incluir componentes industriais | P/L/D | ponto/linha/difuso | h | metais pesados |
| (b) pode também ocorrer em áreas não industriais | n | nutrientes | t | microrganismos tóxicos |
| (c) a intensificação representa o principal perigo de contaminação | f | patógenos fecais | | |
| u/r urbano/rural | o | carga orgânica geral | | |
| | s | salinidade | | |

Fonte: Foster et al. (2002, p. 54)

Tabela 5: Características da interdependência das cargas contaminantes.



Fonte: Foster et al. (2002, p. 59-60)

- A classe do contaminante (a) reflete a tendência para a degradação ou transformação *in situ* por atividade bacteriológica ou reação química. A tabela evidencia que, em solo, o nitrato (NO_3^-) possuem um tempo de degradação insignificante em condições alcalinidade, mudando para lento em condições de acidez, porém sua capacidade de retardamento é insignificante, ao passo que o amônio (NH_4^+) em condições de acidez pode ter uma degradação insignificante, mas com um retardamento maior no solo;
- A intensidade da contaminação (b) reflete a relação entre a concentração de contaminantes no evento e a recomendação para qualidade da água feita pela OMS e a recarga de água subterrânea afetada. Na tabela, a intensidade da contaminação é maior na agricultura irrigada e no saneamento urbano sem coleta de esgoto na condição de recarga difusa;
- O modo de disposição do contaminante (c) reflete a relação entre a carga hidráulica na superfície, infiltração do contaminante no subsolo e a profundidade que pode ser atingida. Em regiões tropicais e equatoriais, com elevadas taxas de precipitação anual, o nível freático é atingido com mais facilidade pelos contaminantes;
- A duração da carga do contaminante (d) reflete a relação entre o tempo em que a carga se aplica e a probabilidade de disposição do contaminante no subsolo. Saneamento urbano sem coleta de esgoto disponibiliza uma carga de contaminantes por um tempo de anos ou décadas com probabilidade de quase 100% dessa carga disponível no subsolo.



5 CICLO DO NITROGÊNIO

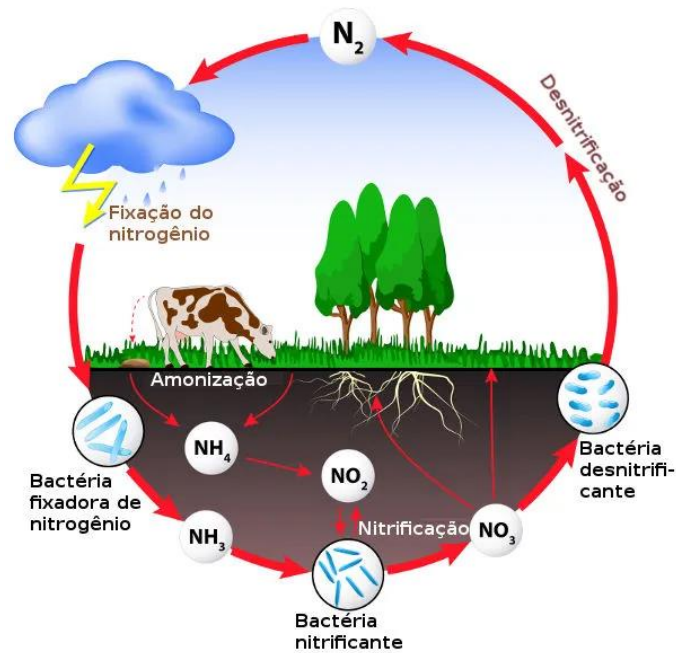
O nitrogênio se constitui em um elemento essencial para qualquer organismo vivo, sendo vital para na constituição de biomoléculas, como proteínas e seus derivados, tão importante que sua exigência na formação de biomassa no solo só é inferior à do carbono, hidrogênio e oxigênio (CARDOSO; ANDREOTE, 2016; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). As proteínas são grandes moléculas constituídas de aminoácidos, que são compostos contidos de nitrogênio, desta forma, o nitrogênio é encontrado na constituição orgânica de todos os seres vivos como animais e vegetais. Devido à sua grande solubilidade em água, os compostos orgânicos do nitrogênio não são comumente encontrados em solo, a exemplo dos minerais (ESTEVES, 1998).

Nos animais e vegetais, a forma em que o nitrogênio se encontra é a orgânica, mas em contato com a água passa por uma rápida transformação e se converte em nitrogênio amoniacal, no caso dessa água conter uma elevada taxa de oxigênio dissolvido a amônia se converte em nitrito (nitrogênio nitroso) e posteriormente em nitrato (nitrogênio nítrico). Desta forma, se no ambiente aquático houver elevada taxa de nitrogênio amoniacal isso pode indicar a presença de matéria orgânica ou esgoto em decomposição e que o ambiente é pobre em oxigênio (AYACH; PINTO; CAPPI, 2007).

O nitrogênio corre nas formas orgânica e inorgânica em algumas águas naturais, do ponto de vista ambiental ele se diferencia no grau de oxidação do átomo em formas importantes. A amônia (NH_3) e seu ácido conjugado, o íon amônio (NH_4^+), são suas formas mais reduzidas. O íon nitrato (NO_3^-) é a sua forma mais oxidada e está presente em soluções aquosas, sais e no ácido nítrico (HNO_3). Entre os extremos da forma mais reduzida e a mais oxidada, em condições de solução, há duas formas mais importantes, o íon nitrito (NO_2^-) e o nitrogênio molecular (N_2) (BAIRD, 2002).

O ciclo do nitrogênio (Figura 14) é um processo que ocorre em diferentes etapas, no ambiente solo as que mais se destacam em importância são a fixação biológica do nitrogênio, a amonificação, a nitrificação e a desnitrificação (CARDOSO; ANDREOTE, 2016). Na tabela 6 é possível observar as etapas de transformações e os grupos de microrganismos envolvidos.

Figura 14: Esquema do processo de transformação em solo do nitrogênio.



Fonte: Biologiaparaavida.com

Tabela 6: Etapas dos ciclos, suas respectivas conversões e os principais microrganismos envolvidos.

| Etapas | Fórmula | Microrganismos |
|-----------------------|---|---|
| Fixação do Nitrogênio | $N_2 \rightarrow NH_3$ | Bactérias diazotróficas (<i>Actinobacteria</i> , <i>Clostridia</i> , <i>Cyanobacteria</i> e <i>Proteobacteria</i>). |
| Nitrificação | $NH_4^+ \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO_3^-$ | AOB – Bactérias oxidantes de amônia AOA – Arquéias oxidantes de amônia |
| Desnitrificação | $NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$ | Bactérias, arqueias e alguns eucariotos |

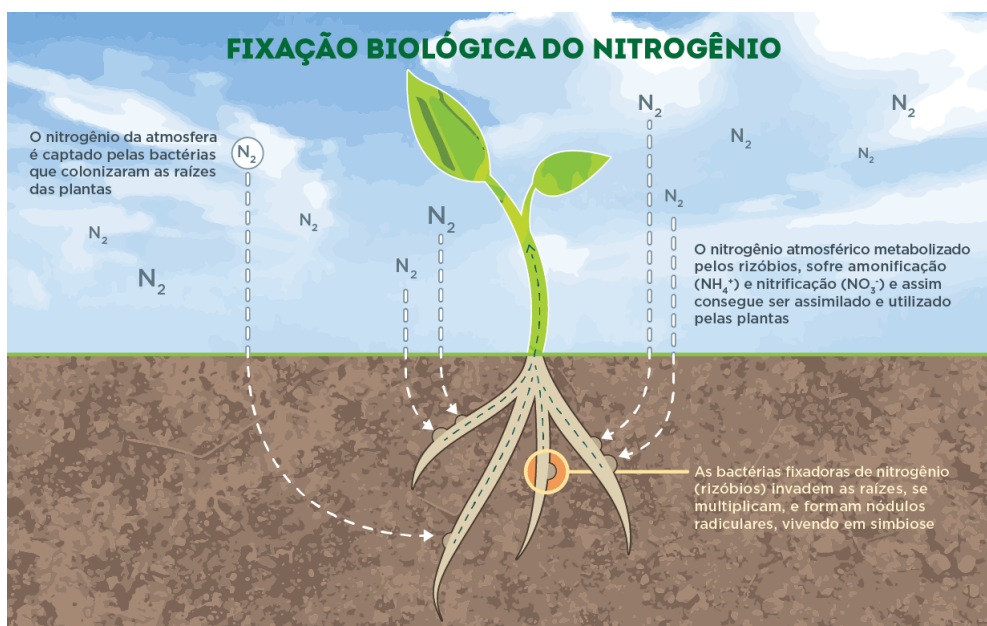
Fonte: Cardoso e Andreote (2016).

5.1 Fixação biológica do nitrogênio (FBN)

No solo, a presença do nitrogênio ocorre, principalmente, nas formas orgânica [componentes da matéria orgânica do solo (MOS), fração proteica com rápida mineralização], inorgânica [amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), óxido nitroso (N_2O) dentre outras] e do nitrogênio atmosférico [N_2] (CARDOSO; ANDREOTE, 2016; ESTEVES, 1998; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; PINTO, 2000). A fixação biológica do nitrogênio (FBN) é, antes de tudo, uma associação simbiótica entre plantas

e microrganismos do solo (Figura 15), ou seja, esses microrganismos de vida livre (em geral bactérias), em um processo enzimático, capturando o nitrogênio atmosférico (N_2) e reduzem para formas em que as conseguem assimilar com maior facilidade (ALCÂNTARA et al., 2017; VIEIRA, 2017).

Figura 15: Esquema representativo da fixação biológica de nitrogênio (FBN).



Fonte: CropLife

Nesse processo, as bactérias diazotróficas (rizóbios) presentes nos nódulos das plantas recebem substâncias nutritivas e em troca captam e metabolizam o nitrogênio atmosférico (N_2) gerando como subproduto a amônia (NH_3) que é a forma de nitrogênio mais assimilável para essas plantas (ALCÂNTARA et al., 2017; VIEIRA, 2017). A FBN sofre influência direta de fatores bióticos e abióticos, sobre os abióticos é importante destacar que em solos ácidos e em regiões de temperaturas elevadas o desenvolvimento e sobrevivência de rizóbios pode ser reduzida e conseqüentemente a fixação de nitrogênio atmosférico (N_2) (ALCÂNTARA et al., 2017; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; VIEIRA, 2017).

5.2 Amonificação/mineralização

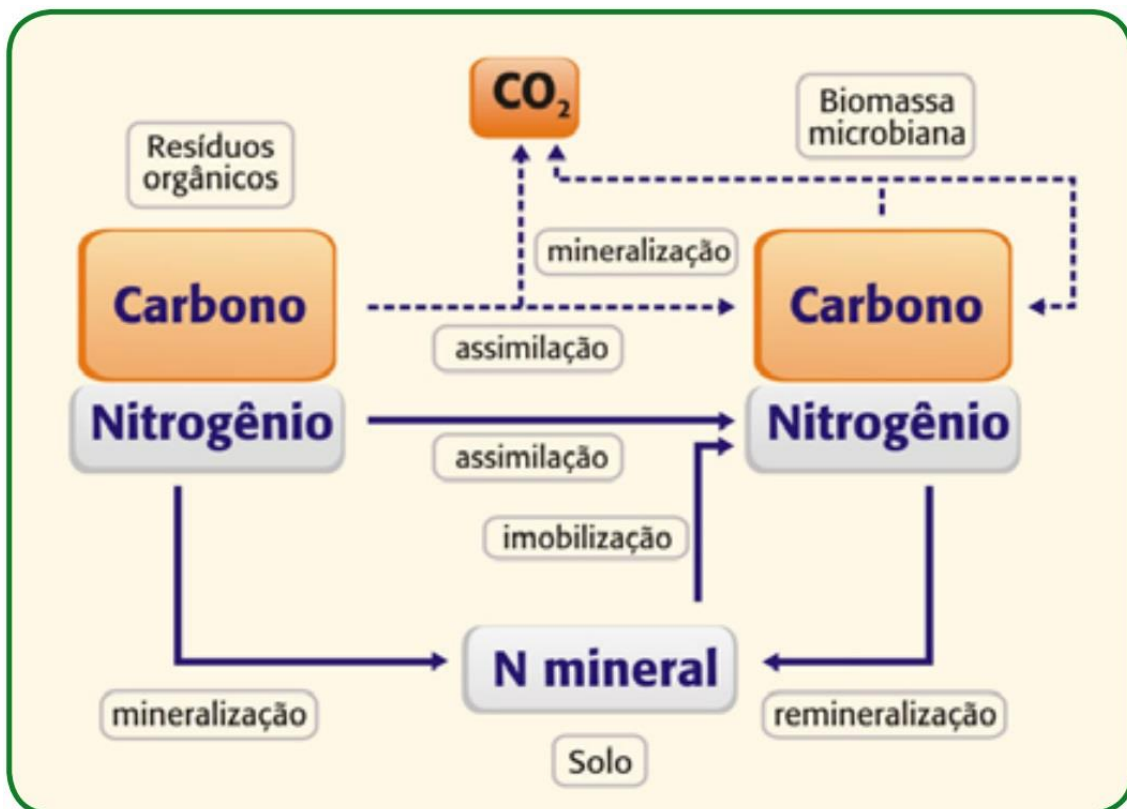
A amonificação ou mineralização é o nome dado ao processo de transformação das formas orgânicas do nitrogênio em formas minerais (nitrogênio inorgânico), sendo o cátion amônio (NH_4^+) o primeiro elemento resultante (Figura 16). Esta etapa ocorre

tanto em condições aeróbias quanto anaeróbias, sendo mais favorecido na primeira condição, ocorre também com temperaturas variadas e sob a influência de atributos físico, químicos ou climáticos do solo (CARDOSO; ANDREOTE, 2016).

O nitrogênio orgânico é primeiro quebrado por enzimas extracelulares em unidades menores e os elementos resultantes podem ficar disponíveis para absorção das plantas ou serem mineralizados para a forma amoniacal [NH_3 (amônia gasosa); NH_4^+ (amônio)]. Dentro do solo, em contato com a água, a amônia reage rapidamente para formar íons de amônio, em condições pH elevado a amônia acaba predominando nesse processo e pode ser facilmente disponibilizada para a atmosfera (VIEIRA, 2017).

O amônio resultante da amonificação percorre dois sentidos no solo: um deles é ficar submetido a transformações inorgânicas posteriores e o outro é ser assimilado pelas plantas e microrganismos do solo como nutrientes no processo denominado imobilização, esse processo é inverso ao da amonificação, pois amônio é transformado em nitrogênio orgânico e volta a compor a biomassa microbiana do solo (CARDOSO; ANDREOTE, 2016).

Figura 16: Processo de amonificação/mineralização e imobilização.



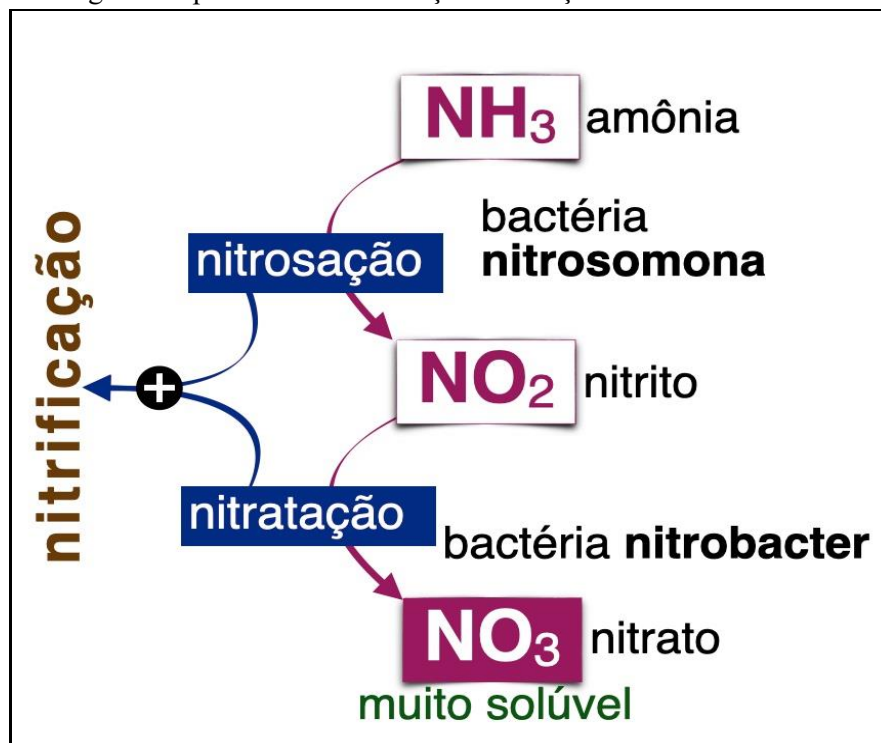
Fonte Mary et al. (1996), apud Ceretta; Aita (2008).

Alguns materiais orgânicos não possuem em sua composição quantidades suficientes de nitrogênio (N) para atender a demanda dos microrganismos sintetizadores, dessa forma, na medida em que o carbono (C) é consumido os microrganismos vão retendo o nitrogênio dos materiais orgânicos e capturando o que está na solução do solo. Desta forma, o processo de mineralização também dependerá das quantidades de nitrogênio e carbono dos materiais orgânicos em decomposição, portanto, da relação C/N (CERETTA; AITA, 2008; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

5.3 Nitrificação

O amônio não assimilado como nutriente no solo é oxidado gerando como produto final o nitrato (NO_3^-), em um processo chamado de nitrificação (BAIRD, 2002; CARDOSO; ANDREOTE, 2016). Esse processo se configura em duas etapas, primeiramente as bactérias e fungos nitrificantes oxidam a amônia (NH_3) a nitrito (NO_2^-), posteriormente as bactérias oxidantes de nitrito promovem a oxidação do nitrito a nitrato (NO_3^-) (Figura 17) (CARDOSO; ANDREOTE, 2016; CERETTA; AITA, 2008; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; VIEIRA, 2017).

Figura 17: processo de nitrificação - oxidação da amônia a nitrato.



Fonte: Mello (2010).

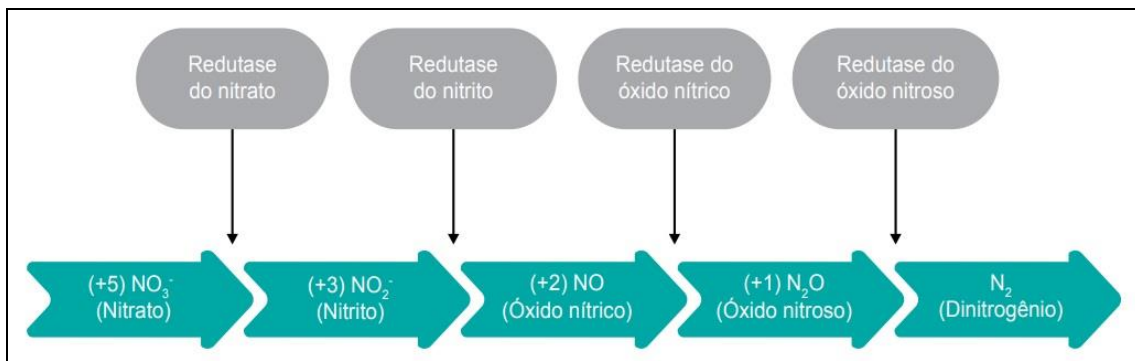
O nitrito raramente é encontrado acumulado no solo, isso porque a velocidade com a qual o nitrito é oxidado a nitrato (nitratação) é mais veloz que a oxidação do amônio a nitrito (nitritação) (CARDOSO; ANDREOTE, 2016; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; VIEIRA, 2017). A nitrificação é um processo estritamente aeróbio, ocorrendo predominantemente nos horizontes mais superficiais e em solos menos argilosos (CARDOSO; ANDREOTE, 2016). Por isso, meios anaeróbios, com armazenamento de componentes orgânicos, acumulam nitrogênio na forma amoniacal e ficam livres da presença de nitrito e nitrato em sua composição (CARDOSO; ANDREOTE, 2016; CERETTA; AITA, 2008; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Para compreensão das consequências do processo de nitrificação é importante ter em mente que os íons de amônio (NH_4^+) possuem carga positiva e, desta forma, são adsorvidos pelas partículas de argila e de MOS (carga negativa) e dificilmente lixiviado do solo pela chuva. O mesmo não acontece com os íons de nitrato (NO_3^-) que são carregados negativamente e, portanto, não adsorvidos pelas partículas de argila e de MOS (carga negativa), assim, são facilmente lixiviados pela chuva e se acumulam nas profundezas do solo e podem alcançar as águas subterrâneas (CARDOSO; ANDREOTE, 2016).

5.4 Desnitrificação

A desnitrificação consiste em um processo de redução respiratória do nitrato ou nitrito para as formas gasoso de óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O) como receptores finais dos elétrons no processo respiratório produzindo o gás nitrogênio (N_2) que é disponibilizado para a atmosfera (CARDOSO; ANDREOTE, 2016; VIEIRA, 2017). Em resumo, isso quer dizer que na ausência de oxigênio para metabolização aeróbia, o nitrato é utilizado pelos microrganismos no que é conhecido como metabolização anaeróbia (Figura 18) (CARDOSO; ANDREOTE, 2016; CERETTA; AITA, 2008; VIEIRA, 2017).

Figura 18: Esquema do processo de desnitrificação.



Fonte: Vieira (2017)

Uma grande variedade de bactérias, principalmente heterotróficas, pode fazer uso do nitrato, na ausência de oxigênio, como receptor terminal de elétrons na metabolização, sendo que a maior parte das bactérias só desnitrificam quando não houver disponibilidade de oxigênio, ou seja, ambiente com pH mais ácido, desta forma, a maioria delas também é anaeróbia facultativa, embora esse processo também ocorra em menor atividade em ambiente aeróbio (CERETTA; AITA, 2008).

As bactérias desnitrificantes correspondem a cerca de 0,1 a 5% da população total de bactérias do solo, predominando cinco gêneros desse tipo de bactéria (*Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Agrobacterium* e *Flavobacterium*) (CERETTA; AITA, 2008; VIEIRA, 2017). A desnitrificação se inicia em condições de 60% de saturação de água nos espaços porosos do solo, acentuando-se quando atinge 80%, sendo os solos argilosos os com maior atividade desnitrificante em razão dos poros com tamanhos mais reduzidos e partículas menos que possuem maior capacidade de adsorção das moléculas de água (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; VIEIRA, 2017).



**6 PROPRIEDADES PEDOLÓGICAS DE
ATENUAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO:
PRESSUPOSTOS TEÓRICOS**

6.1 Propriedades do solo para atenuar a contaminação

Historicamente os solos fornecem recursos e atendem as necessidades humanas, a ponto de se tornarem objeto de estudo (Anexo II). Os hábitos de consumo da sociedade moderna incrementam todos os anos toneladas de resíduos orgânicos no solo que são decompostos por sua microbiota, de igual modo, volumes significativos de poluentes inorgânicos são sorvidos ou fixados fortemente pelos minerais do solo, nessa lógica, por vezes o solo é o principal armazenador de uma série de resíduos e substâncias por nós produzidos. Porém há um limite da capacidade do solo em sorver esses compostos e que, quando saturado, gera um comprometimento da qualidade ambiental (BRADY; WEIL, 2009; WHITE; SILVA; DOURADO NETO, 2009).

Ao alcançarem o solo os compostos com potencial para poluir podem percorrer um ou mais entre sete caminhos, 1 – sem sofrer alterações químicas podem volatilizar para a atmosfera, 2 – podem ser adsorvidos pelas partículas do solo, 3 – podem se movem as profundezas do solo na forma de solução e deixá-lo por processos de lixiviação, 4 – podem estar sujeitos a reações químicas no interior ou na superfície do solo, 5 – podem passar por decomposição promovida por microrganismos, 6 – podem ser carreados para cursos d'água via escoamento superficial, e 7 – podem ser consumidos pela fauna e flora do solo (BRADY; WEIL, 2009).

Os caminhos e processos pelos quais os compostos irão passar dependerão de suas composições e estruturas que são variáveis e das características do solo (FOSTER et al., 2002). A matéria orgânica do solo e as argilas com área de superfície específica (ASE) elevada tendem a adsorver determinados tipos de compostos, ao passo que óxidos tendem a adsorver outros. Alguns compostos com moléculas carregadas positivamente são mais fortemente adsorvidos pelas argilas silicatadas, portanto, a lixiviação desses compostos está ligada à sua solubilidade em água, sua carga e ao potencial de adsorção das partículas do solo (BRADY; WEIL, 2009).

O subsolo possui potencial para atenuar ativamente muitos poluentes e tem sido considerado eficaz para o descarte seguro das águas residuais domésticas e excrementos humanos. Os processos de retardamento dos contaminantes no solo por reações químicas e degradação bioquímica são importantes e ocorrem devido à capacidade de sorção, pois retém os elementos potencialmente poluentes e aumenta o tempo para que

ocorram as reações e a degradação e consequente eliminação dos contaminantes (FOSTER et al., 2002).

Porém, a eficácia na atenuação da contaminação não é igual em todo e nem ao longo do perfil dos solos, variando muito com tipos de contaminantes e processos associados ao ambiente. No caso das águas subterrâneas, a vulnerabilidade à contaminação será maior com a diminuição do perfil do solo e predomínio de coberturas como rochas consolidadas muito fissuradas por onde os contaminantes conseguem se mover com mais facilidade até alcançar o aquífero (FOSTER et al., 2002; HIRATA et al., 2019).

6.1.1 Coloides, argilas e argilominerais do solo

Os coloides constituem o conjunto de pequeníssimas partículas de argilas e de húmus do solo, em razão do tamanho, formato e área superficial específica eletricamente carregada são muito reativos (BRADY; WEIL, 2009; LEPSCH, 2011). Possuem diâmetro entre 0,1 e 0,001 μm , sendo as menores partículas do solo, isso também explica sua alta atividade e a capacidade desses coloides de reter e disponibilizar nutrientes (KER et al., 2015; LEPSCH, 2011; SANTOS, 1989).

A origem da matéria orgânica do solo (MOS) está nos resíduos vegetais e animais, bem como excretas depositados na superfície, a interação de microrganismos e da mesofauna na decomposição da MOS libera nutrientes e um novo composto orgânico, o húmus. Desta forma, o húmus consiste em uma fração bem decomposta da MOS no solo (KER et al., 2015; MELO; ALLEONI, 2009a; WHITE; SILVA; DOURADO NETO, 2009).

As argilas são partículas de tamanho reduzido, limite inferior a 2 μm , e quimicamente constituídas por silicatos hidratados de alumínio, ferro e magnésio, podendo ser composta de um ou pela mistura de diversos argilominerais, quando misturada com uma quantidade pequena de água desenvolve plasticidade (SANTOS, 1989). O tamanho limite sofre algumas variações a depender do autor, mas em solo é mais comum utilizar o limite inferior de 2 μm (SANTOS, 1989).

Os argilominerais são partículas pequenas de materiais cristalinos filossilicatados, quimicamente compostos de silicatos hidratados de alumínio e ferro e podendo conter algum teor de elementos alcalinos e alcalinos-terrosos (KER et al.,

2015; SANTOS, 1989). Os filossilicatos são formados de silicatos de composição básica (Si_2O_5), possuem o aspecto laminar ou folhado como resultado do compartilhamento de três oxigênios de cada tetraedro com tetraedros próximos (KER et al., 2015). Além de argilominerais, as argilas também podem conter outros minerais e matérias, como a matéria orgânica, sais solúveis e partículas de minerais residuais de quartzo, pirita, mica, calcita, dolomita e outros, além desses pode ainda conter minerais amorfos ou não cristalinos (SANTOS, 1989).

Por causa do tamanho reduzido, todos os coloides do solo possuem uma superfície específica externa com grande potencial para a adsorção de íons, sendo essa capacidade cerca de 1000 vezes maior que a área superficial da partícula de areia. Algumas argilas silicatadas, entre as lâminas das camadas cristalográficas, possuem superfície específica interna, o que aumenta sua capacidade de adsorção (Tabela 7). Tanto a superfície externa quanto a interna apresentam cargas eletrostáticas negativas e/ou positivas, sendo as cargas eletronegativas predominantes, embora em condições de elevado intemperismo e acidez possam apresentar um balanço positivo de cargas (BRADY; WEIL, 2009).

Tabela 7: Área superficial específica (ASE) e outras especificações das partículas coloidais.

| Coloide | Tipo | Tamanho, μm | Formato | Área superficial, m^2/g | | Espaço entre lâminas, ^a nm | Carga líquida, ^b cmol/kg |
|----------------------------|------------------------------|---------------------------|--------------------------|--|---------|--|--|
| | | | | Externa | Interna | | |
| Esmectita | Silicatado 2:1 | 0,01–1,0 | Flocos | 80–150 | 550–650 | 1,0–2,0 | –80 a –150 |
| Vermiculita | Silicatado 2:1 | 0,1–0,5 | Placas/flocos | 70–120 | 600–700 | 1,0–1,5 | –100 a –200 |
| Mica de granulação fina | Silicatado 2:1 | 0,2–2,0 | Flocos | 70–175 | – | 1,0 | –10 a –40 |
| Clorita | Silicatado 2:1 | 0,1–2,0 | Variável | 70–100 | – | 1,41 | –10 a –40 |
| Caulinita | Silicatado 1:1 | 0,1–5,0 | Cristais hexagonais | 5–30 | – | 0,72 | –1 a –15 |
| Gibbsita | Óxido de Al | <0,1 | Cristais hexagonais | 80–200 | – | 0,48 | +10 a –5 |
| Goetita | Óxido de Fe | <0,1 | Variável | 100–300 | – | 0,42 | +20 a –5 |
| Alofana e Imogolita | Silicatos não cristalinos | <0,1 | Tubos ou esferas ocas | 100–1000 | – | – | +20 a –150 |
| Húmus | Orgânico | 0,1–1,0 | Amorfa | Variável ^c | – | – | –100 a –500 |

^a Distância medida a partir do topo de uma camada até a base da camada similar seguinte, $1 \text{ nm} = 10^{-9} \text{ m} = 10 \text{ \AA}$.

^b Centímol de carga líquida por quilograma de coloide (cmol/kg), uma medida de capacidade de troca iônica (Seção 8.9).

^c É muito difícil determinar a área superficial da matéria orgânica. Diferentes técnicas resultam em valores que variam de 20 a 800 m^2/g .

Fonte: Brady e Weil (2009)

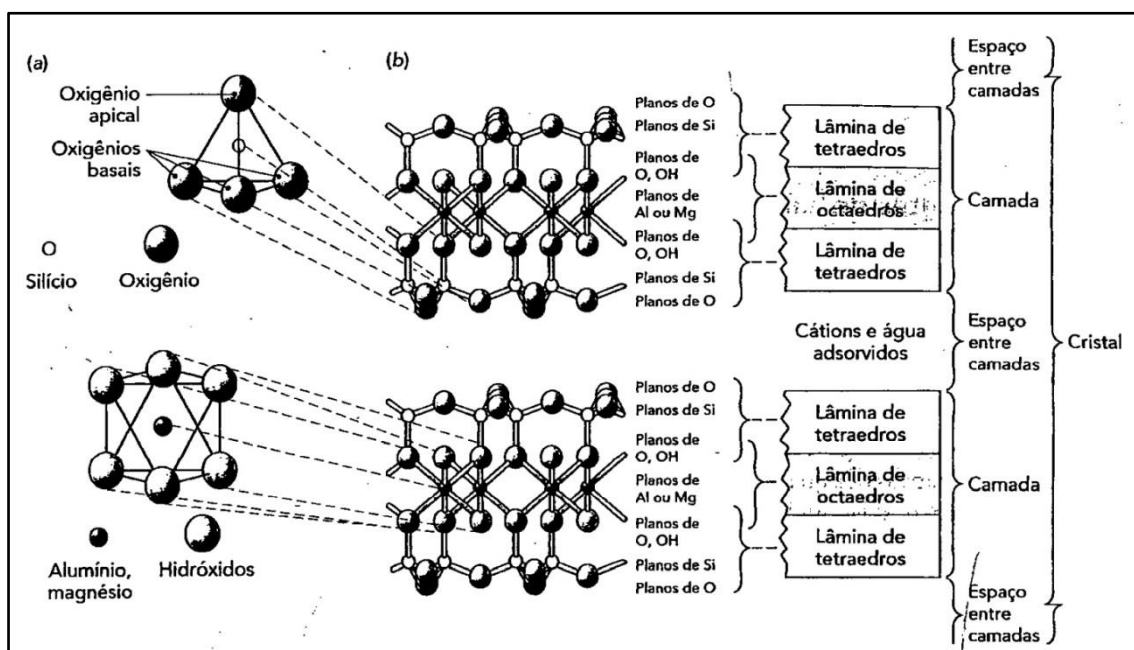
Existe diversidade de argilas, elas podem ser classificadas a partir dos elementos que as constituem, da forma como esses elementos estão arranjados em seus cristais e

das propriedades particulares (BRADY; WEIL, 2009; LEPSCH, 2011). Quanto ao tipo e a organização de seus elementos, as argilas podem ser classificadas em: a) argilominerais – os oxigênios ligados ao silício e ao alumínio na composição da estrutura; e b) óxidos – os oxigênios ligados somente ao ferro e/ou alumínio na composição da estrutura (LEPSCH, 2011).

6.1.1.1 Argilominerais

A estrutura cristalina das argilas silicatadas é formada por grupos de tetraedros (quatro planos) e de octaedros (oito planos) de átomos ou íons de oxigênio (O), hidroxilas (OH), silício (Si) e alumínio (Al) que se arranjam para formar lâminas (Figura 19) (LEPSCH, 2011; SANTOS, 1989). Essas lâminas se unem para formar camadas (1:1 ou 2:1), que são recebem essa denominação por fazerem parte dos filossilicatos, que, por conseguinte, se unem para formar o cristal (1:1 ou 2:1) (LEPSCH, 2011; MELO; ALLEONI, 2009b).

Figura 19: Componentes básicos e composição estrutural das argilas silicatadas. (a) estruturas tetraédrica e octaédrica, (b) interligação dos planos para formar lâminas tetraédricas e octaédricas.



Fonte: Brady e Weil (2009).

Nos tetraedros a abertura central é ocupada pelo Si, pois seu raio iônico é menor e faz com que ele se encaixe melhor entre os quatro íons de O; nos octaedros a abertura central é ocupada pelo Al que se encaixa melhor entre os seis íons de O/OH, nesse caso íons de ferro e magnésio também podem ocupar a abertura central por possuírem tamanho semelhante ao do alumínio (KER et al., 2015; LEPSCH, 2011).

Os tetraedros e os octaedros se unem por suas arestas para formar folhas ou lâminas que formarão camadas, desta forma, uma lâmina de tetraedros ligada a uma lâmina de octaedros forma uma camada do tipo 1:1 e o conjunto de duas dessas camadas forma minerais do tipo 1:1; duas lâminas de tetraedros ligadas a uma lâmina de octaedros formam uma camada do tipo 2:1 e o conjunto de duas dessas camadas forma minerais do tipo 2:1 (BRADY; WEIL, 2009; LEPSCH, 2011; MELO; ALLEONI, 2009b; SANTOS, 1989).

O processo pelo qual cátions de tamanhos semelhantes podem substituir parte dos átomos nas respectivas lâminas tetraédrica e octaédricas, quando os minerais de argila ou seus precursores estão se cristalizando, é chamado de substituição isomórfica. O cátion Al, por exemplo, possui um raio iônico um pouco maior que a do cátion Si, desta forma, o Al consegue substituir o Si se ajustando no centro do tetraedro. Esse processo condiciona a maior parte da existência de diversidade de argilas silicatadas (BRADY; WEIL, 2009; KER et al., 2015; MELO; ALLEONI, 2009b; WHITE; SILVA; DOURADO NETO, 2009).

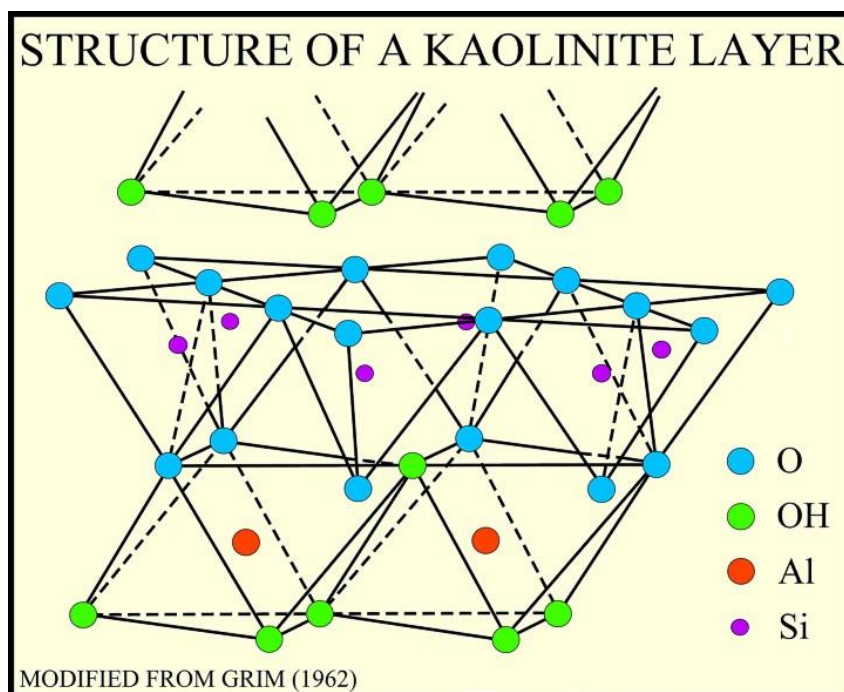
A substituição isomórfica também é muito importante para entendermos a fonte de cargas nos minerais das argilas silicatadas, sendo a fonte primária das cargas negativas e positivas. Isso fica evidente ao analisarmos, por exemplo, que o íon Mg^{2+} é maior que o íon Al^{3+} , porém possui uma carga positiva a menos, desta forma, ao substituir o Al na lâmina octaédrica o Mg não terá cargas positivas suficientes para neutralizar as cargas negativas dos oxigênios, deixando a carga líquida a -1 (BRADY; WEIL, 2009; KER et al., 2015; WHITE; SILVA; DOURADO NETO, 2009).

6.1.1.1.1 Argilominerais 1:1

As argilas deste grupo são caracterizadas por uma combinação simples de uma lâmina tetraédrica de silício que se liga a uma lâmina octaédrica de alumínio para formar uma camada que se liga a outra camada de mesma condição, ou seja, são

camadas compostas de uma (1) lâmina de tetraedros para uma (1) lâmina de octaedros e por isso se denomina argila 1:1. O plano de oxigênios em uma das faces da camada e o plano de hidroxilas na da outra camada produz uma ligação muito forte, denominada ligação de hidrogênio ou ponte de hidrogênio ou ainda ligação hidroxila (Figura 20). A consequência disso é uma distância entre camadas de 0,72 nm ou 7,2 angstroms e fixa, atribuindo às argilas desse grupo a característica de não expansibilidade (BRADY; WEIL, 2009; LEPSCH, 2011; SANTOS, 1989; WHITE; SILVA; DOURADO NETO, 2009).

Figura 20: Estrutura de uma camada de caulinita, argila do tipo 1:1.



Fonte: US Geological Survey [modificado de Grim (1962)]

O principal mineral desse grupo é a caulinita, fórmula $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$, sendo também o principal mineral na fração argila dos solos altamente intemperizados encontrados na zona tropical úmida (LEPSCH, 2011; MELO; ALLEONI, 2009b; WHITE; SILVA; DOURADO NETO, 2009). Sua formação está associada ao intenso intemperismo químico e lixiviação que dissolve os cátions básicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+) e sílica dos minerais, enquanto os cátions básicos são removidos do solo a sílica e o alumínio passam por reprecipitação (MELO; ALLEONI, 2009b).

A capacidade de troca catiônica (CTC) da caulinita possui uma variação de 30 a 150 $\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ e sua área superficial específica varia de 10 a 20 $\text{m}^2 \text{ g}^{-1}$ (MELO;

ALLEONI, 2009b) ou 10 a 30 m² g⁻¹ (BRADY; WEIL, 2009). A superfície específica da caulinita está limitada à área superficial externa, uma vez que a distância entre camadas é insignificante, somado a isso há também uma ausência importante de substituições isomórficas neste mineral fazendo da caulinita um mineral com pequena capacidade de troca catiônica (BRADY; WEIL, 2009).

Os filossilicatos 1:1 constituem o grupo de argilominerais mais frequentemente encontrados e em maior expansão no mundo. Eles podem ser divididos em espécies dioctaédricas (a cada três octaedros, dois cátions trivalentes ocupando os espaços centrais) e trioctaédricas (a cada três octaedros, três cátions divalentes ocupando os espaços centrais). Representando os dioctaédricos temos o grupo da caulinita: diquita (muito rara), nacrita (muito rara), caulinita (comum), haloisita com espaçamento basal 0,7 nm e 1 nm (rara). Representando os trioctaédricos temos o grupo da serpentina: crisólito e lizardita (ambos pouco presentes em solo) (MELO; ALLEONI, 2009b).

Tem sido abordado na literatura que há a presença de cargas negativas na caulinita, mas entre os pesquisadores tem sido aceito que a carga permanentemente negativa na caulinita é resultado de uma interestratificação com esmectita e mica. Sob condições de elevada temperatura, umidade e lixiviação, as micas e feldspatos podem passar por uma transformação para minerais do grupo da caulinita, porém outros minerais primários com fonte de Si e Al também possuem potencial para formar caulinita a partir do intemperismo químico (MELO; ALLEONI, 2009b).

No Brasil, em saprolitos de solos formados a partir de granito a transformação direta de feldspato em caulinita é comum, no campo isso pode ser facilmente observado pela presença de pequenas áreas de coloração branca no horizonte C. A distribuição espacial dos minerais secundários a partir do feldspato coloca em posições diferente a ocorrência de minerais 1:1 e 0:1, nas posições mais altas do relevo podem ser encontrados no topo dos perfis de solo a gibbsita devido às condições de boa drenagem, nas posições mais baixas do relevo podem ser encontradas na base dos perfis de solo a caulinita devido às condições de má drenagem (MELO; ALLEONI, 2009b).

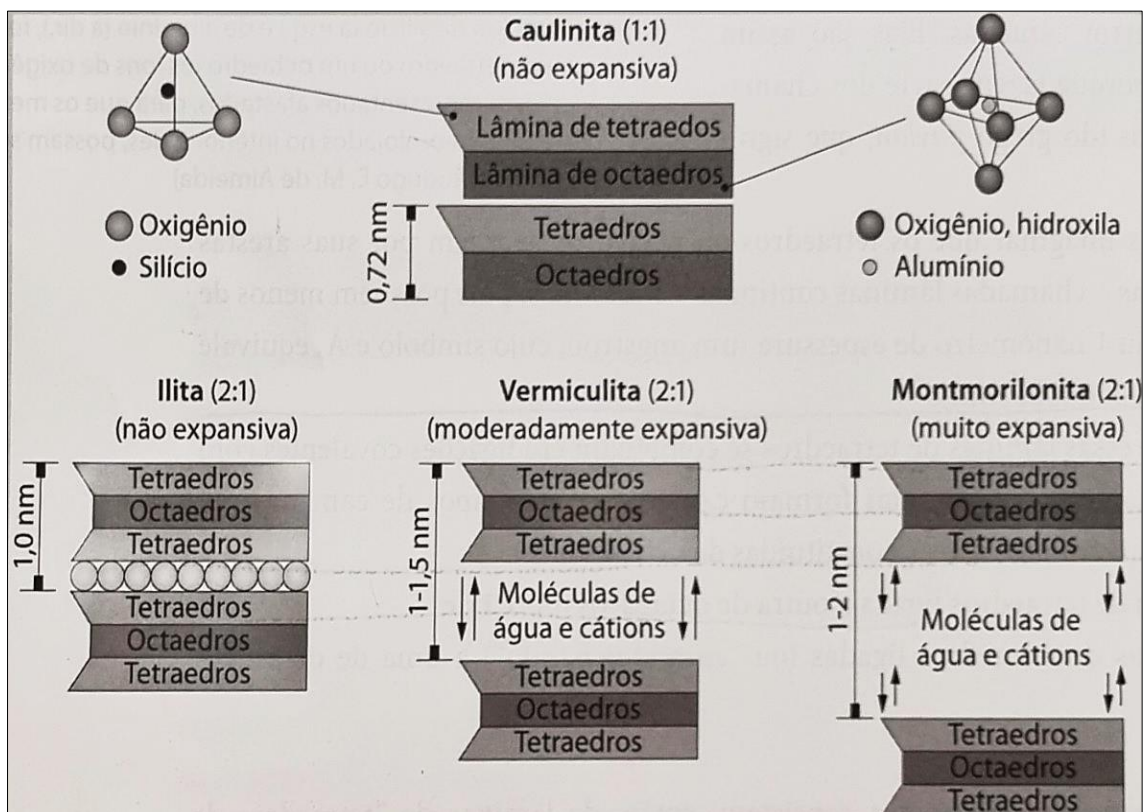
A CTC da caulinita é dependente do pH que gera cargas nas bordas do mineral, dependendo das concentrações de H⁺ ou OH⁻ na solução do solo pode ocorrer a protonação, ou seja, o hidrogênio das hidroxilas pode se ligar a um íon originando cargas positivas gerando uma capacidade de troca aniônica (CTA), ou pode ocorrer a desprotonação que gera as cargas negativas e conseqüentemente a capacidade de troca

catiônica (CTC). O pH do solo com valores acima de 3-4 já é um determinante de que o mineral apresenta uma CTC maior que a CTA (MELO; ALLEONI, 2009b).

6.1.1.1.2 Argilominerais 2:1

As argilas deste grupo são caracterizadas por uma combinação de uma lâmina octaédrica de alumínio ligada entre duas lâminas tetraédricas de silício, como uma espécie de sanduíche, para formar uma camada que se liga a outra camada de mesma condição, ou seja, são camadas compostas de duas (2) lâminas de tetraedros para uma (1) lâmina de octaedros e por isso se denomina argila 2:1 (Figura 21) (LEPSCH, 2011; SANTOS, 1989; SILVA et al., 2002; WHITE; SILVA; DOURADO NETO, 2009).

Figura 21: Estrutura dos argilominerais 2:1 em comparação a estrutura dos argilominerais 1:1.



Fonte: Lepsch (2011).

Essas argilas se subdividem em minerais silicatados 2:1 expansíveis (grupos das esmectitas e vermiculitas) e dos minerais silicatados 2:1 não expansíveis (Grupo das micas e a clorita) (BRADY; WEIL, 2009). Esses minerais se diferenciam, sobretudo, na

extensão e localização das substituições isomórficas, isso influencia na predominância de cátion intercamada (WHITE; SILVA; DOURADO NETO, 2009). Os minerais expansíveis 2:1 são tipicamente encontrados em Vertissolos e em solos relacionados a climas áridos e semiáridos ou com drenagem comprometida, solos de ambientes estuarinos como os manguezais são tipicamente esmectíticos (MELO; ALLEONI, 2009b).

- Minerais silicatados 2:1 expansíveis

Grupo das esmectitas

A ocorrência de esmectitas é bem restrita em solos tropicais, porém, quando presente é muito contrastante às características de minerais 1:1 e óxidos, mesmo com teores baixos. A sua capacidade de expansão aumenta substancialmente a sua área superficial específica (ASE) e conseqüentemente a sua capacidade reativa, o que implica diretamente no aumento da sua capacidade de troca catiônica (CTC), maior retenção de água no solo e maior grau de pegajosidade e plasticidade (MELO; ALLEONI, 2009b; SANTOS, 1989).

Sua alta capacidade de troca catiônica (CTC) flete uma predominância de carga negativa em razão das substituições isomórficas. As esmectitas possuem uma lâmina 2:1 com átomos de oxigênio faces superior e inferior de suas camadas, desta forma, a ligação entre essas camadas é mais fraca por se tratar de ligações oxigênio-oxigênio e cátions-oxigênio. Essa ligação mais fraca faz com que esses minerais tenham um espaçamento basal maior, expondo a superfície interna que excede a área da superfície externa, contribuindo assim para uma elevada superfície específica total. Nesse sentido, a montmorilonita é o tipo de esmectita mais importante em solos (BRADY; WEIL, 2009).

As esmectitas encontradas nos solos possuem uma gênese que pode estar ligada à pedogênese ou ao material de origem. Quanto ao tipo se divide em dois subgrupos, as esmectitas dioctaedrais (montmorilonita, beidelita e nontronita) que se formam a partir do intemperismo de outros minerais, e as esmectitas trioctaedrais (hectorita, saponita e sauconita) que são herdadas, provavelmente, do material de origem. O relevo mais plano ou suavemente ondulado é mais favorável a formação e permanência de

esmectitas, podem ser encontradas onde há barreiras impedindo o fluxo de água, como falhas ou descontinuidades geológicas, ou em locais de elevada precipitação e lixiviação do silício que é transportado lateralmente e acumulado nas áreas de drenagem imperfeita (MELO; ALLEONI, 2009b).

Grupo das vermiculitas

As vermiculitas podem ser encontradas nos mais diversos ambientes como nos círculos polares ou até nos desertos, tendo sua estabilidade atribuída aos sistemas com grande atividade de silício e bases. Sua ocorrência está ligada ao intemperismo de rochas compostas por clorita ou mica e pela transformação desse mineral (MELO; ALLEONI, 2009b). Nas vermiculitas há predominância de lâminas de alumínio octaédricas, já as lâminas tetraédricas, em sua maioria, têm como característica a ocorrência de alumínio em posição central substituindo o silício, essas propriedades conferem a elas uma capacidade de CTC que habitualmente excede a de todas as outras argilas silicatadas, isso também inclui as esmectitas (BRADY; WEIL, 2009).

Apresentam aspectos estruturais muitos semelhantes com a clorita e com a montmorilonita. O magnésio compõe os cátions interlamelares neutralizantes, assim como na clorita, a diferença está nesses cátions estarem rodeados por água e não por hidroxilas, desta forma, a água interlamelar existente, assim como na montmorilonita, faz com que o mineral se expanda, a diferença está em essa expansão ser limitada. A quantidade de água ou de substâncias polares varia muito assim como também varia o espaçamento basal (SANTOS, 1989).

O arranjo trioctaedral das vermiculitas é composta por cátions di e trivalentes ocupando todos os locais com disponibilidade na lâmina octaédrica. O resultado é uma rede de carga positiva que de certa forma neutraliza a carga negativa da lâmina tetraédrica (WHITE; SILVA; DOURADO NETO, 2009). É importante destacar que existem vermiculitas com estrutura dioctaedral e que só ocorrem em frações mais finas, isso acaba sendo um fator que dificulta o estudo do refinamento da estrutura (MELO; ALLEONI, 2009b). Assim, esses componentes têm a função de manter as lâminas ligas e não de separá-las e por isso as vermiculitas se expandem mais que as caulinitas, porém muito menos que as esmectitas (BRADY; WEIL, 2009).

- Minerais silicatados 2:1 não expansíveis

Grupo das micas

O grupo das micas consiste em minerais filossilicatados carregados negativamente, os tetraedros de silício estão arrançados de forma que os três oxigênios de cada tetraedro são compartilhados com o silício dos três tetraedros adjacentes, o quarto oxigênio de cada tetraedro fica livre para se ligar a outros elementos poliedrais. A lâmina de octaédrica, por sua vez é composta de dois planos com seis hidroxilas em coordenação octaédrica e com um cátion no centro, podendo haver em algumas situações, a substituição hidroxila por flúor (MELO; ALLEONI, 2009b).

Na superfície terrestre, a fonte original das micas está nas rochas ígneas que sob condições de temperatura e pressão no processo de cristalização do magma ficam ricas em micas trioctaédricas. Com a diminuição da temperatura, as micas trioctaédricas podem se converter em muscovita ou clorita. A regeneração de filossilicatos degradados também pode formar micas. As micas trioctaédricas são mais susceptíveis ao intemperismo, esse é um fator importante para a conversão em micas dioctaédricas (MELO; ALLEONI, 2009b), nas frações areia e silte do solo são encontradas a biotita e a muscovita, na fração argila do solo são encontradas micas mais intemperizadas como illita e glauconita (BRADY; WEIL, 2009).

No grupo das micas, a illita, mineral dioctaédrico, possui nas lâminas de tetraedro a substituição de alumínio por silício, podendo ocorrer também substituição de magnésio, ferro (II) e ferro (III) por alumínio (SANTOS, 1989; WHITE; SILVA; DOURADO NETO, 2009). Esta substituição é a principal fonte de cargas das micas de granulação fina, resultando é um polo de cargas negativas nas lâminas tetraédricas que atraem o potássio para os espaços entre os oxigênios. As camadas vizinhas também atraem o íon potássio promovendo uma forte ligação entre si e produzindo uma não expansibilidade da mica de granulação fina que as deixa mais semelhante a caulinita que com a esmectitas em sua capacidade de adsorver água, plasticidade e viscosidade (BRADY; WEIL, 2009).

Cloritas

As cloritas encontradas nos solos são minerais primários que foram herdadas de rochas ígneas ou metamórficas, ou ainda resultado da alteração de minerais ferromagnesianos, a quantidade e a frequência de cloritas são baixas em solo devido a sua ocorrência está ligada ao material de origem (MELO; ALLEONI, 2009b). O ferro ou magnésio, ao invés do alumínio, ocupam a maioria das posições centrais nos octaedros, configurando uma estrutura composta de uma lâmina octaédrica de hidróxidos, geralmente com magnésio no centro, entre duas camadas do tipo 2:1 e por isso, comumente, se diz que a estrutura da clorita é do tipo 2:1:1 (BRADY; WEIL, 2009).

A estrutura cristalina das cloritas é do tipo mista, formada por camadas alternadas com estrutura do tipo mica (uma camada de gibbsita no meio de duas camadas silicatadas) tendo no meio uma brucita (hidróxido de magnésio), ou seja, dois argilominerais do tipo 2:1 com uma brucita interlamelar, tendo um espaçamento basal de cerca de 14 angstrom (SANTOS, 1989), sendo dependente de substituições isomórficas (MELO; ALLEONI, 2009b). Podem ser completamente dissolvidas em ambientes ácidos com pH <4,5 e com concentração elevada de ácidos orgânicos complexantes (MELO; ALLEONI, 2009b).

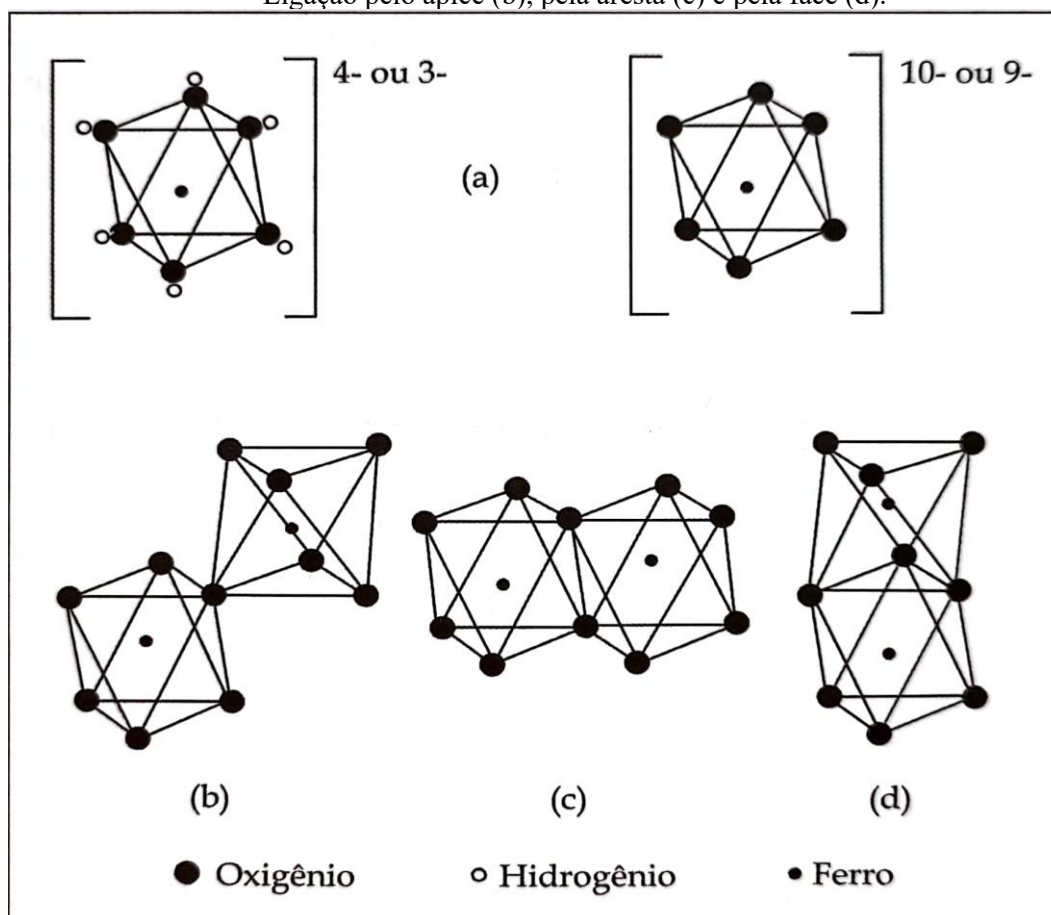
As cloritas possuem a entrecamada completamente bloqueada, portanto, as não intemperizadas apresentam a capacidade de troca catiônica e área superficial específica mais semelhantes aos minerais 1:1 do que aos do tipo 2:1. Sabe-se pouco sobre a capacidade de adsorção desses minerais, mas sabe-se que eles adsorvem especialmente alguns íons de interesse ambiental e por isso conhecimento sobre eles vem ganhando importância (MELO; ALLEONI, 2009b). A não expansividade das cloritas está em as lâminas octaédricas de magnésio (brucitas) manterem fortemente ligadas às camadas que elas interlamelam (BRADY; WEIL, 2009).

6.2.1.2 Óxidos

Os óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio são constituídos pelos elementos metálicos ferro e alumínio se situando como cátions centrais na estrutura das lâminas de octaedros (BRADY; WEIL, 2009; LEPSCH, 2011), coordenados com oxigênio e ou

hidroxila (WHITE; SILVA; DOURADO NETO, 2009), pois não possuem lâminas tetraédricas (BRADY; WEIL, 2009) (Figura 22). Óxidos são resultado da combinação do oxigênio com metais e metalóides, ao passo que os hidróxidos resultam da combinação de hidroxila, como íon essencial, e que pode ser agrupados a partir da relação do oxigênio com os cátions (MELO; ALLEONI, 2009b). As especificidades entre o arranjo dos octaedros e dos tipos de ligações coordenadas caracteriza a distinção entre eles, isso também é o fator marcante que se revela na cor que esses óxidos hidróxidos imprimem ao solo quando presentes (LEPSCH, 2011).

Figura 22: Estrutura de óxido de ferro (a), a estrutura do óxido de alumínio é semelhante. Ligação pelo ápice (b), pela aresta (c) e pela face (d).



Fonte:

(MELO; ALLEONI, 2009b)

São muito comuns em regiões tropicais quentes e úmidas, devido ao intenso intemperismo que remove a maior parte da sílica e também dos minerais primários que são facilmente intemperizados, bem como também muitos argilominerais, desta forma,

acabam restando os elementos metálicos menos solúveis que formam os óxidos-hidróxidos (LEPSCH, 2011). Podem ser encontrados na natureza em grande quantidade, sendo os óxidos de ferro os elementos metálicos mais abundantes nos solos (MELO; ALLEONI, 2009b). Em alguns solos, os óxidos de ferro e de alumínio misturam-se com os argilominerais, podendo criar uma camada externa que os envolve ou ainda se depositam nos espaços interlamelares (BRADY; WEIL, 2009).

Os principais óxidos e hidróxidos são de alumínio (gibbsita) e de ferro (ferrihidrita, hematita e goethita) (LEPSCH, 2011). Alguns óxidos apresentam estrutura cristalina bem definida como é o caso da gipsita e da goethita, outros não possuem uma cristalinidade bem definida e ocorrem na forma amorfa recobrando, por vezes, as demais partículas do solo. No geral, os óxidos possuem pouca capacidade e pegajosidade, com variação de carga líquida de moderadamente positiva a levemente negativa (BRADY; WEIL, 2009). Em razão de sua natureza química e elevada a área superficial específica, são eficientes na adsorção de ânions inorgânicos, orgânicos, vários biocidas, cátions e são importantes na formação de agregados e na cimentação das partículas do solo (MELO; ALLEONI, 2009b).

Os óxidos de alumínio são minerais menos frequentes no solo e isso pode ser explicado devido à concorrência com a formação de argilominerais (MELO; ALLEONI, 2009b). A gibbsita $[Al(OH)_3]$ é o principal hidróxido de alumínio do solo, possui uma cor branca acinzentada e que é facilmente mascarada nos solos, a exceção são os depósitos de bauxita (WHITE; SILVA; DOURADO NETO, 2009). A gibbsita se forma em condições de extremo intemperismo, a estrutura base é formada de lâminas, podendo também, por vezes, recobrir os argilominerais (LEPSCH, 2011). Os óxidos de alumínio apresentam uma área superficial específica elevada, carga dependente de pH com potencial para baixa capacidade de troca catiônica e capacidade de troca aniônica relativamente alta, inclusive para adsorver nitrato (MELO; ALLEONI, 2009b).

A ferrihidrita ($Fe_5HO_8.4H_2O$) é formada com a inclusão de moléculas de H_2O no processo de formação, quando os octaédricos ainda não estão bem ordenados, atribuindo ao solo uma cor amarelo ferruginoso. Ocorre em locais de afloramento de água, que indicam o estágio primário de oxidação do íon ferroso (Fe^{2+}), Elemento solúvel em água, a íon férrico (Fe^{3+}), que, por combinar-se com a água e o oxigênio, é insolúvel (LEPSCH, 2011). É precursora de outros óxidos de ferro, apresenta um baixo grau de ordenamento estrutural e dependendo das condições ambientais pode dar

origem a outros óxidos de ferro. É de difícil identificação em solo por métodos diretos de análise devido a sua baixa concentração, pequeno tamanho das partículas e da baixa cristalinidade (MELO; ALLEONI, 2009b).

A hematita (Fe_2O_3) é na natureza o segundo óxido de ferro mais encontrado, sendo comum sua presença em rochas sedimentares metamórficas e ígneas. É muito comum sua ocorrência em região tropical quente e úmida, solos com drenagem livre são acumuladores desse óxido, principalmente quando situados em relevo plano e suavemente ondulado (MELO; ALLEONI, 2009b). A ferrihidrita é o óxido precursor para a formação de hematita, que cresce e se cristaliza dentro dos seus aglomerados (WHITE; SILVA; DOURADO NETO, 2009). Solos com cores mais avermelhadas refletem a característica marcante da presença de hematita, ainda que em pequena quantidade (LEPSCH, 2011), sendo mais comum em locais onde a matéria orgânica é rapidamente oxidada (WHITE; SILVA; DOURADO NETO, 2009).

A goethita ($\alpha\text{-FeOOH}$) ocorre em quase todos os solos, sendo este o mineral mais comum dos óxidos de ferro. Possui uma cor que varia do amarelo ao bruno e junto com a hematita são os mais óxidos mais estudados. Tem sua ocorrência no solo associada a rochas com baixa concentração de ferro na composição, climas mais frios e úmidos ou relevos com aptidão para o acúmulo de água ou baixas temperaturas. Sua formação também está associada a solos jovens ou a horizontes próximos do material de origem, por ser produto da primeira etapa do intemperismo de minerais primários (MELO; ALLEONI, 2009b). Solos mal drenados em que íon ferroso (Fe^{2+}) e íon férrico (Fe^{3+}) podem coexistir em solução, leva à precipitação de lepidocrocita ($\gamma\text{-FeOOH}$), em condição de rápida oxidação do íon ferroso (Fe^{2+}), podendo lentamente se transformar em goethita a partir do rearranjo cristalino (WHITE; SILVA; DOURADO NETO, 2009).

6.1.2 Cargas do solo

O solo possui cargas que são originadas de duas fontes nas partículas coloidais. A primeira fonte tem origem na substituição isomórfica que provoca um desequilíbrio de carga em algumas estruturas das argilas, isso ocorre quando um cátion é substituído por outro de carga diferente, porém similar (BRADY; WEIL, 2009; SANTOS, 1989). A segunda fonte está na superfície das partículas coloidais que

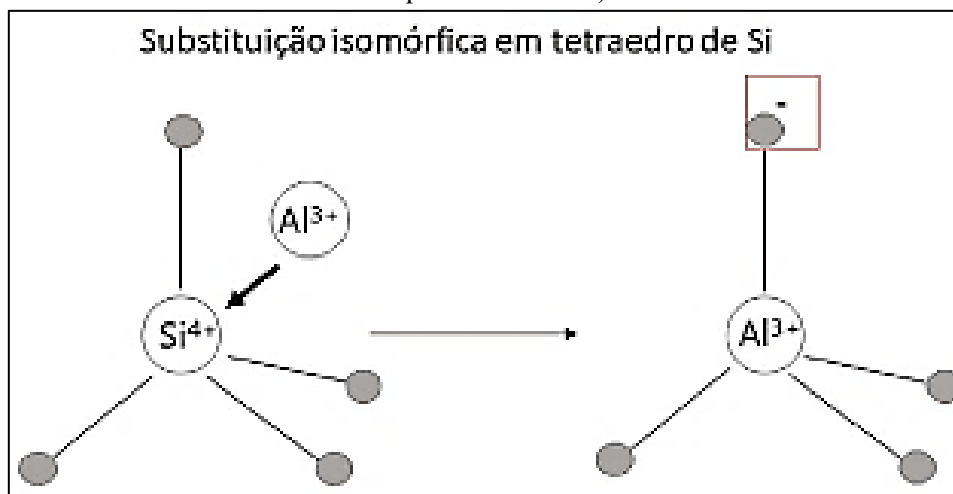
recebem ou liberam Íons de H^+ das hidroxilas e outros grupos funcionais, esse processo pode liberar cargas positivas ou negativas (BRADY; WEIL, 2009; MELO; ALLEONI, 2009a; RAIJ, 1973). A primeira fonte de carga é também chamada de carga permanente e a segunda fonte de carga é chamada de carga dependente de PH (LEPSCH, 2011; MELO; ALLEONI, 2009a).

De modo geral, os solos são, por vezes, tidos como dominados por partículas coloidais de carga negativa constante. Em solos de clima temperado essa máxima se deve ao fato da maior parte dos argilominerais serem do tipo 2:1, possuindo suas cargas negativas oriundas da substituição isomórfica. Os solos tropicais possuem uma variação de carga bem maior em razão da diferença das composições mineralógicas e condições ambientais específicas, como argilominerais 1:1(caulinita), a matéria orgânica e os óxidos de ferro e alumínio e materiais amorfos (RAIJ, 1973). A carga sobre a superfície dos argilominerais e óxidos é a responsável pela adsorção de cátions e ânions orgânicos e inorgânicos, dando origem à capacidade de troca catiônica (CTC) e capacidade de troca aniônica (CTA) (WHITE; SILVA; DOURADO NETO, 2009).

6.1.2.1 Cargas permanentes

O argilomineral não tem carga líquida quando a soma dos catetos é igual à soma da carga dos ânions, porém, durante a formação de um cristal, pode ocorrer uma troca de cátions no centro da estrutura atômica do Cristal por outros cátions com raio iônico diferente, caracterizando a substituição isomórfica, e essa diferença gera a carga do mineral. Por exemplo, na formação do cristal, se o Si^{4+} é substituído por Al^{3+} no tetraedro (Figura 23) ou se o Al^{3+} é substituído por Mg^{2+} , a superfície do mineral fica com uma carga negativa. Por outro lado, quando o Mg^{2+} é substituído pelo Al^{3+} no octaedro, a superfície do mineral fica com uma carga positiva (KER et al., 2015; MELO; ALLEONI, 2009a; SANTOS, 1989). Como se originam no processo de formação do cristal e não dependem do pH, são chamadas de cargas permanentes ou constantes (BRADY; WEIL, 2009; LEPSCH, 2011).

Figura 23: Substituição isomórfica no tetraedro de Si com geração de carga negativa (destaque no quadro vermelho).



Fonte: Brandão et al. (2021).

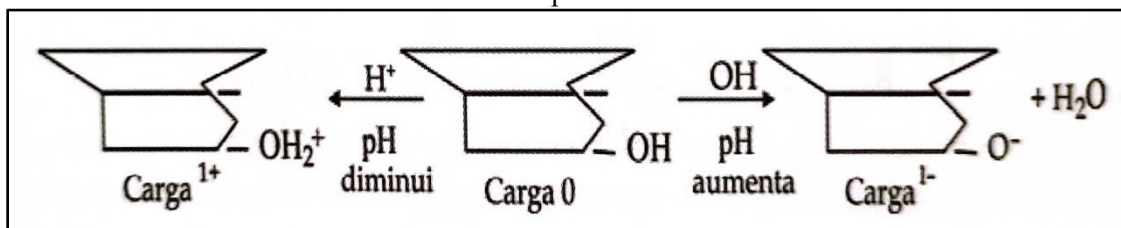
As substituições isomórficas produzem uma carga negativa superficial permanente mais significativa nos filossilicatos do tipo 2:1, sendo a mais importante fonte geradora de cargas nesses tipos de minerais, se destacam as esmectitas e as vermiculitas e alguns poucos minerais como a mica (quando possui um tamanho suficiente para compor as partículas de argilas). A caulinita também pode apresentar carga superficial negativa permanente, porém de pouca expressão (MELO; ALLEONI, 2009a). É importante destacar que assim como há uma variação de argilominerais do tipo 2:1, eles também apresentam uma variação muito grande na magnitude de suas cargas negativas, podendo um mineral ter mais cargas livres que outro (LEPSCH, 2011).

6.1.2.2 Cargas dependentes de pH

Os argilominerais possuem superfícies laterais que são formadas por lâminas tetraédricas e octaédricas que constituem grupos de hidroxilas em coordenação incompleta com cátions de Si e Al. Esses grupos hidroxílicos localizados nas arestas ou quebras dos argilominerais apresentam coordenação incompleta devido a sua ligação com átomos de Si e Al, portanto, a atividades desses minerais vai depender de condições externas das ligações com íons resultantes da variação do pH do solo. Esses grupos terminais de hidroxilas formam sítios de carga condicional, também chamado de carga variável ou pH dependente (KER et al., 2015).

Na caulinita e nos óxidos a carga é mais evidenciada em razão da dissociação de grupos hidroxílicos nas bordas e quebras dos cristais, essa dissociação ($\text{OH} \rightleftharpoons \text{O}^- + \text{H}^+$) está condicionada a concentração de H^+ e OH^- na solução do solo e em contato com as terminações nas bordas dos cristais (Figura 24) (LEPSCH, 2011; RAIJ, 1973). Os elementos H^+ e OH^- são íons capazes de modificar a carga das frações coloidais e também são chamados íons determinadores de potencial (IDP), como estão relacionados com o pH a carga gerada por eles nas frações coloidais é chamada de carga dependente de pH (MELO; ALLEONI, 2009a).

Figura 24: Dissociação dos grupos OH na borda dos minerais com diminuição e aumento do pH.



Fonte: Melo e Alleoni (2009a).

Quando a solução do solo apresenta uma elevada concentração de H^+ , ela torna-se ácida e, desta forma, os íons de hidrogênio são preferencialmente absorvidos pelas hidroxilas livres na borda dos minerais provocando um balanço de carga positiva. Do contrário, quando a hidroxila está em concentração mais elevada na solução do solo, ela torna-se alcalina, portanto, íons de hidroxila são absorvidos pelas hidroxilas livres na borda dos minerais produzindo um balanço de carga negativa e moléculas de água no meio (LEPSCH, 2011; MELO; ALLEONI, 2009a).

Em solos com predomínio de argilominerais do tipo 2:1 essas cargas variáveis são inexpressivas em razão da natureza das cargas permanentes oriundas da substituição isomórfica; portanto, as caulinitas, matéria orgânica e, principalmente, os óxidos são mais afetados pela variação de carga ligada ao pH em razão dos grupos hidroxílicos octaedrais na borda dos minerais (LEPSCH, 2011; MELO; ALLEONI, 2009a; RAIJ, 1973). Na zona tropical, os solos são mais intemperizados, mas ácidos e ricos em argilominerais do tipo 1:1 e óxidos de ferro e alumínio, essas características refletem partículas coloidais com carga superficial negativa que não é tão alta e cargas positivas mais abundantes com potencial acentuado desses solos para adsorção de ânions (BRADY; WEIL, 2009).

6.1.2.3 Dupla camada difusa

As cargas elétricas no solo produzem campos elétricos capazes de sorver os íons da solução na superfície dos coloides, desta forma, consideremos uma partícula de argila com carga negativa que naturalmente irá dispor no seu entorno de uma concentração máxima de cátions e, conseqüentemente, a concentração de ânions será mínima. Essa configuração caracterizará duas regiões, a primeira onde haverá um desequilíbrio de cátions e ânions (solução interna ou micelar), e a segunda parte onde haverá um equilíbrio nas concentrações de cátions e ânions (solução externa ou intermicelar) (MELO; ALLEONI, 2009a).

Partindo da solução interna ou micelar, o campo elétrico nos coloides será de dupla camada com cargas opostas, uma será a superfície da partícula carregada negativamente e a outra será a camada formada com adsorção de cátions, de igual modo se mantém a estrutura com as superfícies carregadas positivamente e que adsorvem ânions. Essa organização estrutural é chamada de dupla camada difusa (DCD) em razão dos íons adsorvidos estarem distribuídos de forma difusa. O modelo de dupla camada das cargas coloidais já tentou ser explicado por várias teorias, porém três se destacam: a de Helmholtz, a de Gouy-Chapman e a de Stern (MELO; ALLEONI, 2009a).

Para Helmholtz, na superfície das partículas o potencial elétrico é máximo e diminui linearmente conforme aumenta a distância da superfície do coloide. Para Gouy-Chapman, na superfície do coloide o potencial inicial é máximo e vai diminuindo exponencialmente conforme a distância da superfície do coloide. Já Stern, dividiu em duas partes a região próxima da superfície das partículas carregadas eletricamente, a primeira camada é a de íons sobre a superfície da partícula, chamada de camada de Stern, e a segunda camada caracterizada por íons difusos.

A teoria de Stern propôs a distribuição do potencial eletroquímico como sendo uma combinação das duas teorias anteriores. nesta teoria a primeira camada diminui linearmente com a distância da superfície, ao passo que na camada difusa há uma diminuição exponencial do potencial eletroquímico com a distância da superfície do coloide. Os íons que balanceiam a carga superficial das partículas coloidais estão distribuídos entre a camada de Stern e a dupla camada difusa também chamada de Gouy-Chapman (BRADY; WEIL, 2009; MELO; ALLEONI, 2009a).

Nos sistemas de carga variável, as atividades dos tipos de íons em solução são determinantes para o potencial elétrico da superfície das partículas coloidais. Os íons

indiferentes, também chamados de eletrólitos indiferentes, possuem uma interação com a superfície do coloide que não supera 2 kcal mol^{-1} e se estiverem próximos da superfície, ou mesmo na camada Stern, não atravessam a interface sólido-líquido e não perdem a camada de hidratação; os cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , e Na^+ e os ânions Cl^- e NO_3^- são exemplos desses íons (BRADY; WEIL, 2009; MELO; ALLEONI, 2009a).

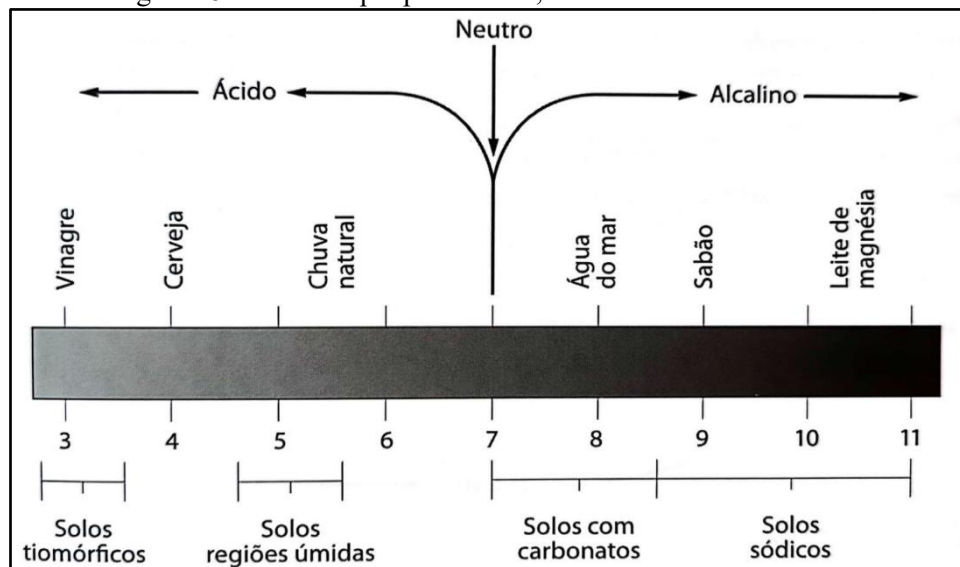
Íons determinadores de potencial (IDP) são encontrados tanto na solução quanto na fase sólida, em razão da forte ligação entre esses íons e a superfície dos coloides a distorção é considerada específica, porém o processo é considerado reversível. As atividades dessas espécies iônicas em solução são essenciais para o processo de sorção, pois o potencial elétrico na superfície dos coloides depende disso. desta forma, íons determinadores de potencial podem ser tidos como produtores de cargas para a superfície das partículas, no solo se destacam os íons H^+ e OH^- (MELO; ALLEONI, 2009a).

6.1.2.4 PH e Ponto de Carga Zero - PCZ

As reações químicas no solo evidenciam o grau de acidez e alcalinidade que é expressa pelo valor de pH. Este parâmetro é de muita importância pois indica várias condições químicas que o solo pode apresentar e reflete diretamente na gênese e os processos que envolvem esse meio. Regiões úmidas do planeta costumam apresentar solos mais ácidos e as regiões áridas, solos neutros ou alcalinos. Acidificação é um processo natural na formação de muitos solos, mas devido às temperaturas elevadas e índices pluviométricos igualmente elevados esses solos ácidos são mais comuns em regiões tropicais úmidas, resultando em intemperismo químico dos minerais e maior proporção de minerais secundários e óxidos de ferro e alumínio (LEPSCH, 2011).

O pH é o significado literal de potencial (p) de Hidrogênio (H) e é um índice que permite identificar o caráter ácido ou básico de um meio aquoso, sua escala de medida varia de 0 a 14 (Figura 25) (LEPSCH, 2011). O meio aquoso é considerado neutro no pH 7, pois a concentração de hidrogênio (H^+) e de hidroxilas (OH^-) é igual, considerado ácido se tiver pH entre 0 e 7 (maior concentração de H^+) e básico ou alcalino se o pH estiver entre 7 e 14 (maior concentração de OH^-). No solo, os dois cátions mais responsáveis pela condição ácida são o hidrogênio (H^+) e o alumínio (Al^{3+}), estes são chamados de cátions ácidos, ao passo que os demais são chamados de cátions básicos (KER et al., 2015; LEPSCH, 2011).

Figura 25: Escala de pH para acidez, neutralidade e alcalinidade.



Fonte: Lepsch (2011).

A maior parte das partículas coloidais no solo apresentam caráter anfótero, ou seja, podem possuir carga positiva ou negativa a depender do pH do meio. A fração argila dos solos é formada por uma variedade de componentes, desta forma, a carga líquida será o resultado da soma da atividade elétrica de cada componente e das condições do pH. Nessa composição mineralógica os fatores determinantes para carga são a matéria orgânica e o pH. No geral, os argilominerais do tipo 2:1 apresentam elevada carga líquida negativa e nos argilominerais do tipo 1:1 essa carga é mais baixa. Em solos muito intemperizados ricos em óxidos de ferro e alumínio, a carga líquida positiva é mais comum nos horizontes subsuperficiais e pobres em matéria orgânica (OLIVEIRA, 2008).

Em solos ácidos com carga líquida negativa, quando se determina o pH usando uma solução salina ($\text{KCL } 1 \text{ mol L}^{-1}$), o hidrogênio (H^+) se desloca dos sítios de troca para a solução do solo, o resultado é um pH (KCL) menor que o pH (H_2O). Em solos ácidos com carga líquida positiva (carga variável), a adsorção de hidrogênio (H^+) nos sítios de troca é provocada pelo aumento da concentração salina na solução, como resultado ocorre o aumento do valor de pH (KCL) em relação ao valor de pH (H_2O). A identificação do predomínio de cargas é então determinada pela diferença das duas medidas [$\Delta\text{pH} = \text{pH} (\text{KCL}) - \text{pH} (\text{H}_2\text{O})$], se o resultado do valor de ΔpH for positivo, a carga positiva será predominante; mas se o valor de ΔpH for negativo, a carga negativa será predominante (KER et al., 2015; OLIVEIRA, 2008; PRADO, 2008).

A quantidade de cargas elétricas negativas no solo é medida pela capacidade de troca de cátions - CTC, sendo esta, uma das mais importantes propriedades da natureza coloidal porque é responsável pela retenção de elementos essenciais. A carga líquida negativa é predominante na superfície dos colóides, refletindo a capacidade de troca catiônica - CTC, mas também existem cargas positivas na solução do solo, refletindo a capacidade de troca aniônica - CTA. As cargas no solo podem ser permanentes (substituição isomórfica) ou variáveis (dependente de pH), condição mais comum em solos tropicais (PRADO, 2008). Quando a carga líquida resultante de todos os componentes de um coloide foi igual a zero então teremos o ponto de carga zero - PCZ do solo (MELO; ALLEONI, 2009a; OLIVEIRA, 2008; PRADO, 2008; RAIJ, 1973).

Em solos de carga variável, o ponto de carga zero – PCZ é determinado pelo pH da solução em equilíbrio no solo em que a carga elétrica líquida é nula (Raij, 1973). Quando o pH for maior que o PCZ, os grupos aluminol (-Al-OH) e ferrol (-Fe-OH) podem apresentar carga parcial eletronegativa e quando o pH for menor que o PCZ, por protonação, podem apresentar carga parcial eletropositiva (KER et al., 2015; MELO; ALLEONI, 2009a). Os grupos silinol (-Si-OH) na faixa de pH entre 2 e 8 são, em sua maioria, pouco ativos e neutros (Figura 26). Os hidróxidos na estrutura dos minerais formam um em suas bordas sítios de cargas condicionadas ao pH, ou seja, dependentes de pH, dos quais a caulinita e os óxidos são os argilominerais com mais reatividade dependente de pH nas bordas do que nas superfícies basais (Ker et al., 2015).

Figura 26: Valores de PCZ e as variações em relação ao pH nos principais colóides do solo.

| pH | | | | | Colóide | PCZ |
|----|---|---|---|----|-----------------------|------|
| 2 | 4 | 6 | 8 | 10 | | |
| + | + | + | + | + | Hematita /Goethita | 8,5 |
| + | + | + | + | + | Gibbsita | 7,5 |
| + | + | + | + | + | Caulinita | 3,5 |
| + | + | + | + | + | Húmus | <3,0 |
| - | - | - | - | - | Esmectita/Vermiculita | - |

Fonte: Melo e Alleoni (2009a).

Hematita, goethita e gibbsita (óxidos de Fe e Al) são mais previsíveis em relação ao PCZ dos minerais, pois os radicais de superfície neles são únicos, mesmo podendo ocorrer variações dos valores de PCZ em razão do grau de cristalinidade e substituição

isomórfica nos óxidos de ferro (MELO; ALLEONI, 2009a). Quando o valor do pH da solução estiver abaixo do PCZ a superfície dos óxidos adsorve íons de H^+ e como resultado há o aumento da capacidade de troca aniônica (CTA). Se o pH da solução for maior que o PCZ, na superfície do mineral ocorrerá a dissociação de OH^- e a liberação de cargas negativas, como resultado haverá um aumento da capacidade de troca catiônica (CTC) (KER et al., 2015; OLIVEIRA, 2008; PRADO, 2008).

A diferença entre os valores de pH e o PCZ podem indicar o potencial é a natureza das cargas essas cargas podem aumentar a dispersão das partículas ao produzirem forças repulsivas, porém, quando o pH do solo fica próximo ao valor de PCZ essa dispersão é quase inexistente, podendo ocorrer nesse caso a floculação das partículas formando agregados de coloides (MELO; ALLEONI, 2009a). Se a floculação da argila for muito alta a micro agregação do solo será muito elevada, isso se reflete em uma infiltração da água e secagem do solo igualmente mais rápida. Essa condição é muito típica em Latossolos ácidos que possuem balanço de cargas elétricas próxima ao do ponto de carga zero (PRADO, 2008).

6.1.3 Propriedades do solo e atenuação de contaminação: revisão de estudos de caso

A capacidade intrínseca de atenuação da contaminação do solo foi demonstrada por Corrêa, Sousa e de Souza (2004) quando estudaram as propriedades de atenuação da contaminação por chumbo em latossolos do Distrito Federal/Brasil e concluíram que esses solos tropicais são naturalmente mais vulneráveis ao processo de contaminação, principalmente por possuírem uma baixa CTC com predomínio de argilas cauliníticas, o alto teor dessas argilas forma microagregados estruturados como pseudoareias que conferem ao solo maior permeabilidade facilitando a mobilização do contaminante. Não são solos ligeiramente alcalinos, sendo uma de suas características mais marcantes o pH ácido que, pelo menos para metais, possuem uma boa capacidade de retenção (POHL, 1996). Ainda segundo os autores, a capacidade dos microrganismos presentes no solo em metabolizar os contaminantes orgânicos associada à ocorrência de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio são os fatores que mais podem oferecer um certo grau de atenuação à contaminação do solo.

Vieira, Tsai e Teixeira (2004) conduziram um experimento em latossolo vermelho distrófico em Jaguariúna, estado de São Paulo, coletado em profundidade de 0 a 20 cm, com o objetivo de avaliar o efeito do lodo de esgoto como fonte de nitrogênio para o crescimento de feijoeiros. Dentre muitos resultados, esse trabalho evidenciou que ocorreu um decréscimo de nitrogênio nas amostras de solo contidas nos vasos experimentais, então os autores associaram esse processo de desnitrificação do solo, frente a baixa demanda da planta, aos processos aeróbios e anaeróbios promovidos por microrganismos, demonstrando que a desnitrificação pode ocorrer de forma heterogênea também em ambientes aparentemente aeróbios.

Urionabarrenetxea et al. (2021) também estudaram estratégias de biorremediação em um aterro poluído com lodo de esgoto que por décadas foi utilizado como área de descarte em Gernika-Lumo, Comunidade Autônoma do País Basco/Espanha. Os autores utilizaram diferentes combinações de biorremediação (microrganismos, vermes e plantas) com oito grupos de experimentos, sendo minhocas (M), bactérias (B), plantas (P), bactérias+minhocas (B+M), bactérias+plantas (B+P), plantas+minhocas (P+M) plantas+bactérias+minhocas (P+B+M) e um grupo não tratado (NT) na parcela experimental (Aterro 17), por 12 meses. Como resultado foi observado uma redução entre 50% e 78% de dieldrin (defensivo agrícola orgânico e muito tóxico) em todos os grupos experimentais e redução de 20 a 25% de metais pesados para os mesmos grupos. Os autores concluíram que as maiores reduções foram observadas nos tratamentos duplo (P+M, B+M) e triplo (P+B+M), sendo este último o mais eficiente nos rendimentos de eliminação.

Estudos sobre as propriedades do solo como atenuador de contaminação com petróleo é um outro ramo que tem ganhado espaço e têm demonstrado a importância desse recurso. Na região nordeste do Brasil, Rizzo et al. (2008) realizaram um trabalho simulando artificialmente o processo de atenuação natural de um solo contendo de 5 a 10% de petróleo, durante 12 meses os autores acompanharam o processo natural de degradação da substância. Como resultado houve um crescimento inicialmente lento e gradual de microrganismos heterotróficos, indicando um processo de adaptação deles, essenciais para a remoção de quase 62% de hidrocarbonetos de petróleo para os experimentos de solo com 5% de petróleo, e uma redução de 39% de hidrocarbonetos de petróleo para os experimentos de solo com 10% de petróleo. Concluíram que em um período de 12 meses é possível atenuar o processo de contaminação de solo

contaminado com um teor de até 5% de petróleo e para a teores maiores esse tempo deve ser extrapolado.

As características mineralógicas e eletroquímicas dos solos também são fatores importantes no processo de atenuação de contaminação, solos altamente intemperizados, como latossolos e argissolos, possuem na fração argila abundância de minerais com superfícies anfotéricas, como óxidos de ferro e alumínio e óxidos hidratados (QAFOKU; SUMNER; WEST, 2000). Nesse sentido, estudos realizados ao redor do mundo demonstraram a capacidade dos solos de contribuir para a adsorção de ânions. No Sri Lanka, Vithanage et al. (2006) estudaram as propriedades do solo discriminado por eles como terra vermelha, rico em óxidos de ferro, e observaram a adsorção dos ânions arsenito e arsenato em PCZ a partir de 8,8 e pH na faixa de 4 a 7,5.

Nos Estados Unidos; Anderson, Ferguson e Gavis (1976); através da equação de Langmuir; estudaram a adsorção de arsenato em hidróxido de alumínio amorfo em um sistema modelo para adsorção de ânions aquosos em superfícies de óxidos. No noroeste dos Estados Unidos, estado de Washington, Strahm e Harrison (2006) determinaram o PCZ e caracterizaram mineralogicamente cada horizontes dos perfis de solo estudados para estabelecer relação com a capacidade de adsorção de nitrato, concluíram que os solos de carga variável com pH na faixa de 3,5 a 3,6 aumentam a capacidade de adsorver nitrato com o aumento da profundidade dos horizontes subsuperficiais.

No Quênia; Maroko, Buresh e Smithson (1998) identificaram um aumento da concentração de nitrato com aumento da profundidade de perfis de latossolos, associando essa concentração às partículas carregadas positivamente, tal como os óxidos de ferro. Na Malásia; Mohsenipour, Shahid e Ebrahimi (2015) avaliaram os efeitos da caulinita na redução de nitrato em condições ácidas, observaram que os solos que possuem partículas de caulinita, gibbsita, goethita e hematita têm uma capacidade natural de atenuar a poluição na fase aquosa, no caso das partículas de caulinita a carga superficial variável em condição de pH ácido foi responsável pela adsorção de 25% do nitrato presente na solução do experimento.

Latossolos da Nova Caledônia tiveram suas propriedades para atenuação de contaminação por nitrato estudadas por Duwig et al. (2003), esses autores identificaram dois tipos de sítios de carga superficial positiva, um com forte afinidade para nitrato em pequenas concentrações e outro com fraca afinidade para adsorção de nitrato em concentrações maiores, esses sítios foram associados a oxiânions e óxidos de ferro,

respectivamente, encontrados principalmente no subsolo onde o retardo de mobilização do nitrato foi maior nos horizontes mais superficiais do solo.

Em solos tropicais são altamente intemperizados e lixiviados, o que confere a eles um caráter ácido e pouco favorável à adsorção de nitrato, mas vários trabalhos relatam a adsorção de nitrato em solos tropicais ácidos (KINJO; PRATT, 1971b; PARMAR; URIYO; SINGH, 1980; SINGH; KANEHIRO, 1969). No Brasil, Dynia (2000) estudou a influência do Ponto de Carga Zero (PCZ) na relação entre a retenção de nitrato e o potencial de lixiviação, para isso realizou testes de lixiviação de nitrato em colunas de latossolos vermelhos no estado de São Paulo. Em condições de carga líquida próxima a zero e PCZ maior que o pH da água, o autor observou que as camadas mais profundas do subsolo retinham nitrato devido às condições eletroquímicas favoráveis, nessas camadas as concentrações de nitrato variaram de 0,06 a 0,22 e 0,08 a 0,20 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$, contra 0,03 a 0,05 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$. Concluindo que a adsorção desses ânions estava ligada aos PCZ altos típicos de óxidos característicos dos latossolos, e associados a baixos teores de matéria orgânica.

A adsorção de nitrato também foi estudada em diferentes horizontes de Latossolo Amarelo da Amazônia brasileira com características de 80% de teor médio de argila; pH médio de 4,5 e CTC efetiva variando entre 1,0 e 3,0 cmol kg^{-1} ; Cahn, Bouldin e Cravo (1992) realizam experimentos laboratoriais em amostras de horizontes na faixa de 0-15, 15-30, 30-60, 60-90 e 90-120 cm de profundidade; os resultados mostraram que 89% do nitrato dos horizontes superficiais lixiviado estava presente em solução e que somente 29% do nitrato nos horizontes de profundidade 90-120 cm estava em solução, por tanto, infere-se que os sítios de carga positiva nas argilas caulínicas e os óxidos de ferro e alumínio dos latossolos exercem influência na adsorção de nitrato nos horizontes mais subsuperficiais ao retardarem a lixiviação desse composto. Donn e Menzies (2005) e Oliveira, Vilela e Ayarza (2000) ao estudarem latossolos também concluíram que a adsorção de nitrato é sempre maior nos horizontes subsuperficiais do solo.

O valor de ΔpH é um indicativo de carga predominante no solo, sendo ele positivo tem maior CTA sendo positivo maior CTC, porém Oliveira, Vilela e Ayarza (2000) observaram que em Latossolos Vermelhos do Cerrado do Brasil, ricos em óxidos de ferro e alumínio, o valor de ΔpH não afetou a adsorção de nitrato. Em áreas cultivadas eles perceberam a ocorrência de inversão de cargas, mas em áreas cobertas por

vegetação nativa de cerradão a carga negativa permaneceu inalterada ao longo do perfil do Latossolo que apresentou maior adsorção de nitrato⁻ nos horizontes subsuperficiais, em ambos os casos o menor teor de matéria orgânica em profundidade também foi um fator que favoreceu a adsorção de nitrato, fato também corroborado pelo trabalho de Black e Waring (1976).

Mesmo o solo sob cerradão apresentando carga líquida negativa ($\Delta\text{pH} < 0$) em todos os horizontes ao longo do perfil, a adsorção de nitrato foi praticamente igual à do solo sob cerrado, que apresenta inversão de carga nos horizontes subsuperficiais. Desta forma; Oliveira, Vilela e Ayarza (2000) chegaram à conclusão de que independente da inversão de cargas o nitrato foi adsorvido e que, portanto, o ΔpH não se constitui como um índice adequado para inferir adsorção de nitrato, assim, sugeriram como alternativa a utilização da determinação da adsorção de nitrato com base na proporção de cargas positivas e negativas presentes no solo e não apenas em um índice que determina a predominância de carga.



7

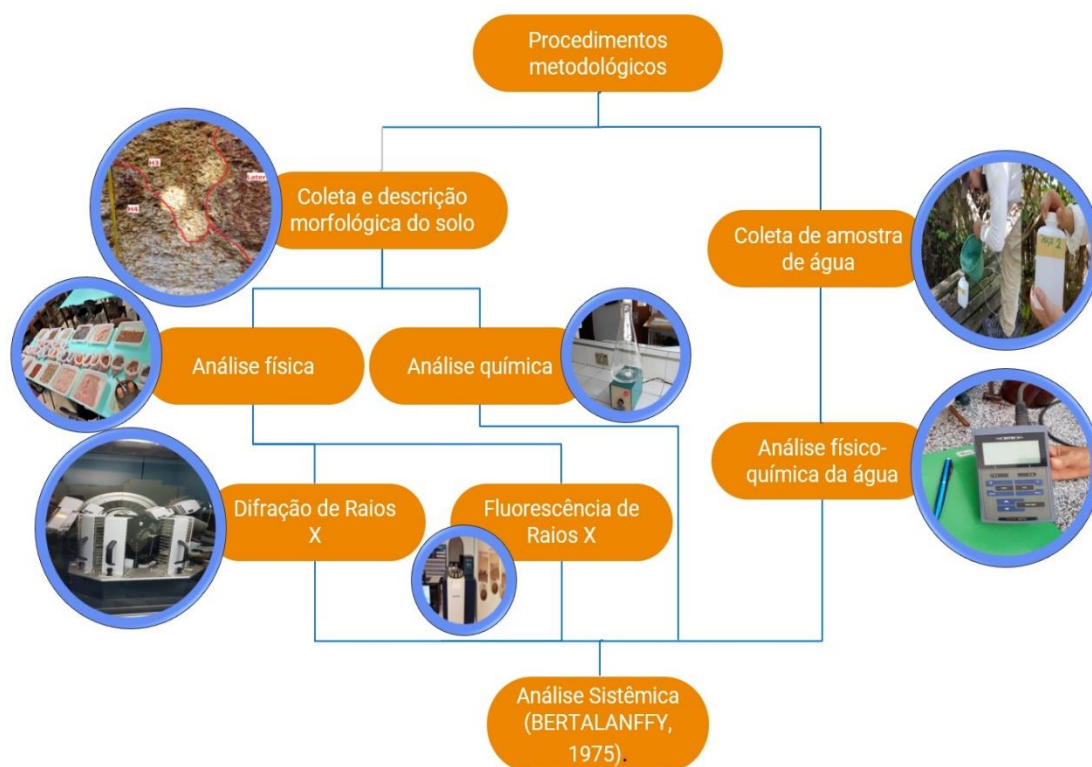
METODOLOGIA

7.1 Método

O método adotado na pesquisa é sistêmico, que consiste em uma análise conjunta por meio de uma linguagem científica unificada englobando todos os campos do conhecimento, os quais se estabelecem como base fundamental para compreensão do sistema (BERTALANFFY, 1975).

O referido método se insere na Geografia pela necessidade de uma análise do complexo ambiental por meio da evolução e interação de seus componentes socioeconômicos e naturais no conjunto de sua organização espaço-temporal (VICENTE; PEREZ FILHO, 2003). Para atender ao objetivo da pesquisa, o método de análise foi aplicado com base nos procedimentos metodológicos de trabalhos de campo, análises laboratoriais de solo e da água.

Figura 27: Organograma metodológico da pesquisa.



Fonte: Autor.

7.2 Procedimentos metodológicos

7.2.1 Análise física do solo

Foram coletadas 35 amostras indeformadas em 8 pontos distribuídos nas feições terço superior, terço médio e terço inferior das vertentes e ainda na planície fluviomarina. A coleta obedeceu aos critérios de diferenciações nos perfis observados em *in loco* e acondicionadas em sacos plásticos. O preparo das amostras consistiu em deixá-las secando por 15 dias ao tempo e depois foram destorroadas (Figura 28), separando os materiais grosseiros do material para análise (Terra Fina Seca ao Ar – TFSA), tomando os devidos cuidados de identificação.

Figura 28: Amostras identificadas secando ao ar.

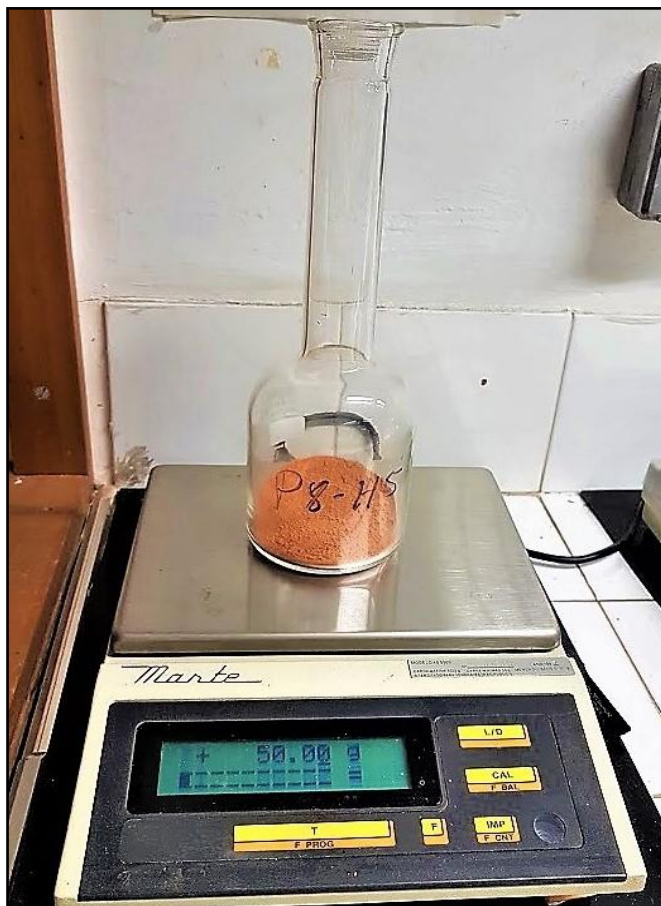


Fonte: Autor

Para a determinação das frações areia, silte e argila adotamos o Método da Pipeta conforme o Manual de análises de solos do Instituto Agrônomo de Campinas – IAC (DE CAMARGO et al., 2009), seguindo a marcha analítica do Laboratório de Pedologia da USP. Usando uma balança semianalítica foram pesadas 50g de TFSA em uma garrafa de laboratório com capacidade para 500ml (Figura 29). Posteriormente, em

uma balança analítica foram pesados 2g do dispersante pirofosfato de sódio ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$) utilizando um gral pequeno, posteriormente foi misturado aos 50g de amostra TFSA e adicionado 100ml de água destilada. O procedimento foi utilizado para todas as amostras.

Figura 29: 50g de TFSA sendo pesada na balança semianalítica.



Fonte: Autor.

Uma vez as garrafas terem sido preparadas com as amostras, o dispersante e os 100 ml de água destilada, foram fechadas com um tampão de borracha e levadas ao Agitador de Wagner, onde permaneceram agitando por aproximadamente 17 horas. Foram pesados em balança analítica béqueres de 50ml em duplicata para cada amostra, a fim de reservar as alíquotas de silte + argila e argila que serão pipetados adiante, e devidamente identificados. Transcorrido o referido tempo de agitação transferimos todas as soluções contidas nas garrafas para provetas com o auxílio de uma piceta e água destilada, completando o volume com até atingir a marca de 1000 ml (Figura 30).

Na etapa seguinte, determinamos o tempo de pipetagem do silte + argila e da argila conforme a lei de Stokes. Com um termômetro digital inferimos a temperatura da

solução das amostras para estimar o tempo necessário para a sedimentação das partículas. Para determinar o tempo, em segundos, para sedimentação e pipetagem do silte utilizamos o Ábaco do Casagrande. Para determinar o tempo de sedimentação da argila utilizamos a tabela do IAC (DE CAMARGO et al., 2009) (Tabela 8).

Figura 30: Provetas cheias com as soluções das amostras.



Fonte: Autor.

Tabela 8: Tempo necessário para a sedimentação das partículas de argila e função da temperatura.

| Temp. °C | Argila (5 cm) | |
|-------------|---------------|---------|
| | horas | minutos |
| 10 | 5 | 13 |
| 11 | 5 | 05 |
| 12 | 4 | 55 |
| 13 | 4 | 48 |
| 14 | 4 | 40 |
| 15 | 4 | 33 |
| 16 | 4 | 25 |
| 17 | 4 | 18 |
| 18 | 4 | 13 |
| 19 | 4 | 05 |
| 20 | 4 | 00 |
| 21 | 3 | 55 |
| 22 | 3 | 50 |
| 23 | 3 | 43 |
| 24 | 3 | 38 |
| 25 | 3 | 33 |
| 26 | 3 | 28 |
| 27 | 3 | 23 |
| 28 | 3 | 20 |
| 29 | 3 | 15 |

Fonte: De Camargo et al., 2009; adaptado.

Com uma pipeta de 20ml realizamos a pipetagem da alíquota de silte+argila a uma profundidade de 10cm e a reservamos no béquer já pesado. Posteriormente, dentro do tempo determinado, realizamos com a mesma pipeta a pipetagem da alíquota de argila em uma profundidade de 5cm e reservamos no béquer já pesado (Figura 31). Por fim, os levamos para a estufa onde permaneceram por 24 horas em uma temperatura de 105°C (Figura 32).

Figura 31: Béqueres após as pipetagens contendo as soluções de silte e argila.



Fonte: Autor.

Figura 32: Béqueres com as soluções das amostras na estufa.



Fonte: Autor.

Após as 24 horas os béqueres foram retirados da estufa e transferidos para um dessecador contendo cloreto de cálcio anidro para esfriarem durante 40 minutos. Transcorrido esse tempo foram pesados na balança analítica (Figura 33).

Figura 33: Béquer cheio sendo pesado na balança analítica.



Fonte: Autor.

O cálculo para determinação das frações silte e argila obedeceu a duas etapas, uma igual e outra distinta. Primeiro realizamos uma subtração simples do béquer cheio menos o béquer vazio, o resultado foi a massa do conteúdo da alíquota, conforme apresentado abaixo:

$$\text{BÉQUER CHEIO} - \text{BÉQUER VAZIO} = \text{CONTEÚDO DA ALÍQUOTA}$$

Para a determinação das massas de silte e argila, partimos do princípio que a argila, por ser uma partícula menor e mais leve encontra-se presente na alíquota pipetada do silte e que o dispersante proporcional ao 20ml da pipetagem deve ser descontando, o que representa 0,014g de pirofosfato de sódio ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$). Desta forma o

cálculo para porcentagem total de TFSA foi realizado conforme pode se observar abaixo:

- **Argila (%) na TFSA** = [peso da argila + dispersante (A+D) - peso do dispersante (D)] x 1000
- **Silte (%) na TFSA** = [peso da argila + silte + dispersante (A+S+D) - peso da argila (A)] x 1000

Do total, 8 amostras apresentaram valores inconsistentes, nos levando a repetir os ensaios por 5 vezes, não havendo sucesso nas tentativas optamos por outro procedimento. Dissolver 20 g de hidróxido de sódio [NaOH] em 5 litros de água destilada e adicionamos 50 g de hexametáfosfato de sódio [(NaPO₃)₆], por amostra, agitando com agitador magnético até que se dissolvessem (DE CAMARGO et al., 2009) (Figura 34).

Figura 34: Preparo da solução dispersante com hidróxido de sódio e hexametáfosfato de sódio.



Fonte: Autor.

No copo metálico do agitador mecânico foram pesadas 20g de TFSA e adicionado 100 ml da solução do dispersante. No agitador mecânico agitamos por 10 minutos (Figura 35) e depois transferimos para uma proveta de 500 ml.

Figura 35: Amostra de TFSA sendo agitada no agitador mecânico.



Fonte: Autor.

As demais etapas foram realizadas conforme os procedimentos anteriores, salvaguardando as devidas proporções. Após o fim das pipetagens realizamos a determinação da fração areia. Utilizamos uma peneira com abertura de 0,053 mm para filtrar e lavar as soluções contidas nas provetas. Desta forma as partículas de silte e argila, que possuem até 0,053 mm conseguem passar pela peneira e somente as partículas de areia permanecem.

Com o auxílio de uma piceta, o material contido na peneira foi lavado até que a água ao atravessar por ela permanecesse incolor. Finalizada a lavagem, ainda com o auxílio da piceta, o material foi transferido para um béquer de vidro com capacidade para 500 ml e levado para o banho de areia a uma temperatura de 100 °C por 2 horas (Figura 36).

Figura 36: Béqueres com areia secando no banho de areia.



Fonte: Autor.

Transcorrido o tempo as amostras esfriaram e depois foram transferidas para o agitador que fracionou os grãos de areia em 6 tamanhos: >100 mm; 0,99-0,50 mm; 0,49-0,25 mm; 0,24-0,12 mm; 0,11-0,066 mm; <0,066 mm.

Os grãos de areia foram transferidos das peneiras para um papel cartão preto e depois para sacos que já haviam sido pesados, a diferença não deu a volume de areia dentro da amostra, o cálculo da porcentagem da areia é demonstrado abaixo:

- **Areia %** = [(Areia muito grossa + Areia grossa + Areia média + Areia fina + Areia muito fina)] x 100/50

7.2.2 Análise química do solo

Foram realizadas análises químicas em 35 amostras de solo no Laboratório de Análise Química do Solo (LAQS) da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ) da Universidade de São Paulo (USP), via prestação de serviço particular contratado. O laboratório possui ensaios credenciados pela Coordenação Geral de

Acreditação do Inmetro (Cgcre) de acordo com a ABNT NBR ISO/IEC 17025, sob o número CRL0543. Os métodos de análise foram fornecidos pelo laboratório.

7.2.2.1 Determinação de pH em água e pH em KCl 1 mol L⁻¹

O pH do solo exerce forte influência na disponibilidade de nutrientes para as plantas, sua determinação é baseada na concentração de íons de H⁺ na solução do solo. Este método utilizou um eletrodo combinado imerso em suspensão solo [líquido (água e KCl) na proporção 1:2,5] para medir o potencial hidrogeniônico (TEIXEIRA et al., 2017).

Material e Equipamentos (TEIXEIRA et al., 2017, p. 199)

- Bastão de vidro. Pipeta. Balão volumétrico de 1 L;
- Copo plástico de 100 mL ou tubo de centrífuga de fundo cônico tipo Falcon de 50 mL, com tampa;
- Balança analítica
- Potenciômetro com eletrodo combinado de vidro.

Reagentes e Soluções (TEIXEIRA et al., 2017, p. 200)

- Solução de KCl 1 mol L⁻¹ – dissolver 74,5 g de KCl em água destilada ou deionizada e completar o volume para 1 L;
- Solução padrão de CaCl₂ 1 mol L⁻¹ – pesar 147 g de CaCl₂.2H₂O para cada 1 L de solução;
- Adicionar água destilada ou deionizada, agitar, deixar esfriar e completar o volume;
- Solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ – pipetar 10 mL da solução padrão de CaCl₂ 1 mol L⁻¹, colocar em balão volumétrico de 1 L e completar o volume com água destilada ou deionizada;
- Medir a condutividade elétrica dessa solução, que deve de aproximadamente 2,3 mS cm⁻¹;

- Soluções padrão pH 4,00 e pH 7,00 – preparar soluções de acordo com orientação do fabricante.

Procedimento (TEIXEIRA et al., 2017, p. 200)

- Pesar 10 g de solo (TFSA) e adicionar em copo plástico de 100 ml;
- Adicionar 25 mL de água destilada ou 25 mL de solução salina (KCl 1 mol L⁻¹ ou CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹);
- Agitar a amostra com bastão de vidro individual por cerca de 60s e deixar em repouso 1 hora;
- Após o repouso, agitar ligeiramente cada amostra com bastão de vidro ou de teflon, mergulhar os eletrodos na suspensão homogeneizada e proceder a leitura do pH.

7.2.2.2 Determinação da acidez potencial

A acidez potencial caracteriza a o poder tampão do solo, sua estimativa é importante para determinação da capacidade de troca catiônica – CTC a pH7. Ela é resultado da soma da acidez trocável (íons H⁺ + Al³⁺ adsorvidos na superfície dos coloides) com a acidez não trocável (acidez neutralizada até um determinado valor de pH). A acidez não trocável é promovida pelos coloides de carga negativa variável e compostos de alumínio com associação do íon hidrogênio por ligação covalente (TEIXEIRA et al., 2017).

A determinação foi realizada com solução extratora de acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹ pH 7,0 (88,10g acetato de cálcio e completar o volume de 1L com água deionizada) e determinação volumétrica com solução de NaOH 0,1 mol L⁻¹ (0,1g de NaOH sólido em um balão volumétrico e completar o volume de 250ml com água deionizada) em presença de fenolftaleína como indicador (TEIXEIRA et al., 2017).

Material e Equipamentos (TEIXEIRA et al., 2017, p. 173-174)

- Bureta volumétrica ou digital.
- Balões volumétricos de 100 mL, 250 mL e de 1 L.

- Pipeta graduada.
- Pipeta volumétrica de 25 mL.
- Balança analítica.
- Agitador horizontal circular.

Procedimento (TEIXEIRA et al., 2017, p. 175)(TEIXEIRA et al., 2017)

- Pesar 5 g de solo (TFSA), colocar em Erlenmeyer de 125 ml e juntar 75 ml de solução de acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹ pH 7,0.
- Agitar durante 10 minutos em agitador horizontal circular. Depois da agitação, deixar em repouso durante uma noite.
- Pipetar 25,00 ml da solução sobrenadante obtida com acetato de cálcio e transferir para Erlenmeyer de 125 ml (evitar o arraste de partículas de solo).
- Adicionar três gotas da solução de fenolftaleína e titular com
- solução padronizada de 0,025 mol L⁻¹ de NaOH até o desenvolvimento da cor rósea persistente.
- Utilizar uma prova em branco para cada série de amostras.

Cálculo (DONAGEMMA et al., 2011, p. 175 - 176)

$$(H^+ + Al^{3+}) = (V_a + V_b).1,65.f$$

Em que:

$(H^+ + Al^{3+})$ – acidez potencial do solo, em cmol_c kg⁻¹.

V_a – volume da solução padronizada de NaOH 0,025 mol L⁻¹ gasto na titulação da amostra, em mL.

V_b – volume da solução padronizada de NaOH 0,025 mol L⁻¹ gasto na titulação da prova em branco, em mL.

Valor 1,65 – fator de correção, decorrente das alíquotas tomadas e da extração de apenas 90% da acidez por este método.

f – fator de correção considerando a padronização da solução de NaOH, em que $f = 0,025 / [\text{NaOH}_{\text{pad}}]$.

$[\text{NaOH}_{\text{pad}}]$ – concentração da solução padronizada de NaOH.

7.2.2.3 Extração de alumínio (Al), cálcio (Ca) e magnésio (Mg)

Material e Equipamentos (TEIXEIRA et al., 2017, p. 158)

- Balões volumétricos de 1 L e de 2 L.
- Erlenmeyer de 125 mL.
- Funil de haste longa.
- Béquer de 3 L.
- Balança analítica.
- Bureta volumétrica ou digital.
- Agitador horizontal circular.
- Potenciômetro.

Reagentes e Soluções (TEIXEIRA et al., 2017, p. 158)

- *Solução de KCl 1 mol L⁻¹* – pesar 74,56 g de cloreto de potássio (KCl), previamente seco em estufa, para cada litro de solução a ser preparada.

Procedimento (TEIXEIRA et al., 2017, p. 158)(TEIXEIRA et al., 2017)

- Pesar 10,0 g de solo (TFSA), colocar em Erlenmeyer de 125 mL e adicionar 100 mL de solução de KCl 1 mol L⁻¹.
- Agitar durante 5 minutos em agitador horizontal circular.
- Depois da agitação, deixar em repouso durante uma noite.
- Pipetar para Erlenmeyers de 125 mL três alíquotas de 25,00 mL da parte sobrenadante da solução extratora, para determinação do alumínio extraível, cálcio + magnésio e cálcio trocáveis.

Obs.: a pequena solubilidade dos carbonatos alcalino-terrosos no KCl 1 mol L⁻¹

¹ possibilita o emprego do método do KCl 1 mol L⁻¹ em solos com calcário.

- **Alumínio trocável** (TEIXEIRA et al., 2017, p. 158-160)(TEIXEIRA et al., 2017)

Princípio

Extração com solução KCl 1 mol L⁻¹ e determinação volumétrica com solução diluída de NaOH.

Material e Equipamentos

- Gral de quartzo.
- Balão volumétrico de 100 mL e de 1 L.
- Erlenmeyer de 125 mL.
- Pipeta volumétrica de 25 mL.
- Balança analítica.
- Bureta volumétrica ou digital.

Reagentes e Soluções

- ***Indicador azul de bromotimol*** – pesar 0,1 g do indicador, colocar em gral de quartzo e adicionar 1,6 mL de NaOH 0,1 mol L⁻¹. Triturar até a dissolução completa. Caso a cor verde desapareça, adicionar algumas gotas de NaOH. Passar o resíduo para balão volumétrico de 100 mL e completar o volume com água. Homogeneizar.
- ***Solução de NaOH 1,0 mol L⁻¹*** – pesar 40 g de NaOH sólido e transferir para balão volumétrico de 1 L. Dissolver e completar o volume com água destilada ou deionizada. Homogeneizar.
- ***Solução de NaOH 0,025 mol L⁻¹*** – pipetar 25 mL da solução de NaOH 1 mol L⁻¹ e transferir para balão volumétrico de 1 L, completando o volume com água destilada ou deionizada. Homogeneizar. Padronizar a solução.
- ***Solução padrão primário de biftalato de potássio***
- ***(KHC₈H₄O₄) 0,0250 mol L⁻¹*** – pesar 0,5106 g de biftalato de potássio (hidrogeno ftalato de potássio), previamente seco em estufa a 100 °C por 2 horas. Adicionar aproximadamente 20 mL de água destilada ou deionizada e aquecer até 40 °C.

Transferir para balão volumétrico de 100 mL. Completar o volume com água destilada ou deionizada. Homogeneizar.

- **Indicador fenolftaleína 1%** – dissolver 1 g do indicador em álcool etílico, completando o volume para 100 mL com álcool etílico em balão volumétrico. Homogeneizar.

Padronização da solução de NaOH 0,025 mol L⁻¹

- Pipetar 25,00 mL da solução padrão de biftalato de potássio 0,0250 mol L⁻¹ e transferir para Erlenmeyer de 125 mL. Adicionar três gotas do indicador fenolftaleína. Titular com a solução de NaOH 0,025 mol L⁻¹ até o surgimento da cor levemente rosada.

$$[\text{NaOH}_{\text{pad}}] = \frac{[\text{BifK}] \cdot 25}{V}$$

Em que:

[NaOH_{pad}] – concentração da solução padronizada de NaOH, em mol L⁻¹.

[BifK] – concentração da solução padrão primário de biftalato de potássio = 0,0250 mol L⁻¹.

V – volume da solução de NaOH 0,025 mol L⁻¹ gasto na padronização, em mL.

Procedimento

- Em uma das alíquotas de 25,00 mL obtidas na extração com KCl 1 mol L⁻¹, adicionar três gotas do indicador azul de bromotimol e titular com solução padronizada de NaOH
- 0,025 mol L⁻¹, até que a coloração passe de amarelo para verde-azulada persistente.

Cálculo

$$\text{Al}^{3+} = V \cdot f$$

Em que:

Al^{3+} – concentração de alumínio trocável no solo, em $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

V – volume da solução padronizada de NaOH gasto na titulação, em mL.

f – fator de correção considerando a padronização da solução de NaOH em que $f = [\text{NaOH}_{\text{pad}}] \times 40$

$[\text{NaOH}_{\text{pad}}]$ – concentração da solução padronizada de NaOH, em mol L^{-1} .

Valor 40 – equivale a $4 \times 100 / 10$, sendo o 4 vindo da divisão de 100 mL da solução extratora por 25 mL pipetado, 100 vindo da mudança de 10 g para 1 kg de solo e 10 da mudança de $\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ para $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

- **Cálcio trocável determinado por complexometria** (TEIXEIRA et al., 2017, p. 163-164)(TEIXEIRA et al., 2017)

Princípio

Extração com solução KCl 1 mol L^{-1} e determinação complexométrica em presença do indicador ácido calconcarbônico + sulfato de sódio (calcon).

Material e Equipamentos

- Balão volumétrico de 1 L.
- Pipeta volumétrica de 25 mL.
- Pipeta graduada ou proveta de 10 mL.
- Erlenmeyer de 125 mL.
- Gral de porcelana.
- Bureta volumétrica ou digital.
- Balança analítica.

Reagentes e Soluções

- Ácido ascórbico
- Solução de EDTA 0,0125 mol L⁻¹ – pesar 4,653 g de EDTA p.a. previamente seco em estufa e dissolver em água destilada ou deionizada contida em balão volumétrico de 1 L, completando o volume.
- **Solução de KOH 10%** – pesar 100 g de KOH. Passar para balão volumétrico de 1 L, adicionar água destilada ou deionizada, homogeneizar e completar o volume com água.
- **Indicador ácido calconcarbônico + sulfato de sódio** – pesar 99,0 g de sulfato de sódio anidro p.a. e colocar em gral de porcelana. Adicionar 1 g de ácido calconcarbônico (C₂₁H₁₄N₂O₇S). Triturar bem a mistura até obter um pó fino e homogêneo. Guardar em frasco escuro.

Padronização da solução de EDTA 0,0125 mol L⁻¹ (TEIXEIRA et al., 2017, p. 162)(TEIXEIRA et al., 2017)

- Pipetar 25,00 mL da solução padrão de CaCO₃ 0,0125 mol L⁻¹ e transferir para Erlenmeyer de 125 mL. Adicionar 4 mL do coquetel tampão, 30 mL de água destilada ou deionizada, três gotas do indicador negro de eriocromo. Titular com a solução de EDTA 0,0125 mol L⁻¹ até que a cor vire de vermelho vinho para azul.

$$[\text{EDTA}_{\text{pad}}] = \frac{[\text{CaCO}_3] \cdot 25}{V}$$

Em que:

[EDTApad] – concentração da solução padronizada de EDTA, em mol L⁻¹.

[CaCO₃] – concentração da solução padrão primário de carbonato de cálcio 0,0125 mol L⁻¹.

V – volume da solução de EDTA gasto na padronização/titulação, em mL.

Procedimento

- Em uma das alíquotas de 25,00 mL obtida na extração com KCl 1 mol L⁻¹ (item 3.1.2.3), adicionar 3 mL de KOH a 10% e uma “pitada” de ácido

ascórbico (aproximadamente 30 mg) e uma “pitada” do indicador ácido calconcarbônico + sulfato de sódio.

- Titular com solução padronizada de EDTA 0,0125 mol L⁻¹ até viragem da cor de vermelho intenso para azul intenso.
- Anotar o volume de EDTA gasto.

Cálculo

$$\mathbf{Ca^{2+} = V \cdot f}$$

Em que:

Ca²⁺ – concentração de cálcio trocável no solo, em cmol_c kg⁻¹.

V – volume da solução padronizada de EDTA gasto na titulação, em mL.

f – fator de correção considerando a padronização da solução de EDTA 0,0125 mol L⁻¹.

f – [EDTApad] x 80.

[EDTApad] – concentração da solução padronizada de EDTA, em mol L⁻¹.

Valor 80 – equivale a 4 x 100 x 2 / 10, sendo o 4 vindo da divisão de 100 mL da solução extratora por 25 mL pipetado, 100 vindo da mudança de 10 g para 1 kg de solo, 2 da carga do cátion e 10 da mudança de mmol_c kg⁻¹ para cmol_c kg⁻¹.

Obs.: Caso a concentração da solução padronizada de EDTA seja a mesma concentração teórica preparada, ou seja, 0,0125 mol L⁻¹, o fator f será igual a 1 e concentração de Ca²⁺ no solo será igual ao volume gasto da solução de EDTA na titulação da amostra.

- Magnésio trocável determinado por complexometria (TEIXEIRA et al., 2017, p. 164)(TEIXEIRA et al., 2017)

Cálculo

Diferença entre os valores de $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ e Ca^{2+} , determinados por complexometria.

$$\text{Mg}^{2+} = (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) - \text{Ca}^{2+}$$

Em que:

Mg^{2+} – concentração de Mg^{2+} trocável no solo, em $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

$(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ – concentração de $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ trocáveis no solo, em $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

Ca^{2+} – concentração de Ca^{2+} trocável no solo, em $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

- Cálcio e magnésio trocáveis determinados por espectrometria de absorção atômica (TEIXEIRA et al., 2017, p. 164-167)(TEIXEIRA et al., 2017)

Princípio

Extração com solução KCl 1 mol L^{-1} e determinação por espectrometria de absorção atômica.

Material e Equipamentos

- Pipeta.
- Erlenmeyer de 20 mL.
- Balão volumétrico de 1 L.
- Balança analítica.
- Espectrômetro de absorção atômica com chama.

Reagentes e Soluções

- **Solução de lantânio (1 g L^{-1})** – pesar 1,1728 g de La_2O_3 . Umedecer com água destilada e transferir, com lavagens sucessivas, para balão volumétrico de 1 L. Adicionar, aos poucos, HCl concentrado ($d = 1,19 \text{ g cm}^{-3}$ e 37%) até verificar a completa dissolução do óxido. Completar o volume com água destilada ou deionizada.
- Nota: ao invés de La_2O_3 , pode-se usar o $\text{LaCl}_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. Nesse caso, deve-se calcular a quantidade necessária do sal para obter uma solução com 1 g L^{-1} de La. O estrôncio pode ser usado em substituição ao lantânio; contudo não tem a mesma eficiência quanto ao controle de interferentes.

- *Soluções padrão de Ca^{2+} e Mg^{2+}* – para a preparação, pode-se recorrer a soluções padrão comerciais ou pode-se pesar sais que possuam quantidades conhecidas dos elementos ou o próprio elemento na forma de metal. A primeira opção é a mais prática, sendo que os padrões comercializados se encontram, em sua maioria, na forma de ampolas, em geral contendo 1,0000 g de Ca^{2+} ou Mg^{2+} . Normalmente, o conteúdo dessas ampolas é diluído a 1 L com água destilada. Na segunda opção, recomenda-se usar substâncias padrão primário, como o CaCO_3 e o magnésio metálico.

Sugere-se usar, além do branco, ao menos três soluções de concentrações conhecidas de Ca^{2+} e Mg^{2+} , sendo quatro o número mínimo ideal de pontos para construir a curva de calibração (Tabela 9).

Tabela 9: Exemplo de concentrações comumente usadas para construção da curva de calibração.

| Solução | Ca | Mg |
|---------|--------------------|------|
| | mg L ⁻¹ | |
| 1 | 0,50 | 0,25 |
| 2 | 1,00 | 0,50 |
| 3 | 2,00 | 0,75 |
| 4 | 3,00 | 1,00 |

Nota: a diluição da solução estoque, para as concentrações desejadas, deve ser feita com KCl 1 mol L⁻¹. Com isso, evita-se o efeito de matriz e diminui-se a possibilidade de ionização de Ca e Mg, fatores que interferem no resultado.

Fonte: Donagema et al., (2011)

Procedimento

- Filtrar a suspensão obtida na extração com KCl 1 mol L⁻¹ (item 3.1.2.3) para Erlenmeyer de 20 mL em papel de filtro Whatman nº 42 ou equivalente, ou aguardar a decantação.
- Pipetar 0,1 mL do extrato (sobrenadante) obtido para Erlenmeyer de 20 mL.
- Adicionar 4,9 mL de solução de lantânio a 1 g L⁻¹.

- Homogeneizar e efetuar a leitura no espectrômetro de absorção atômica com chama.

Nota 1: outras relações extrato e solução de óxido de lantânio podem ser usadas para leitura, pois o que importa é que a concentração de La na solução final de leitura seja de, aproximadamente, 1 g L^{-1} (Suarez, 1996), embora certos fabricantes indiquem uma concentração final entre 2 g L^{-1} e 5 g L^{-1} . Nesse caso, os fatores usados no cálculo da concentração de cálcio e magnésio devem ser mudados.

Nota 2: Para preparar curva de calibração, pipetar 0,1 mL de cada solução padrão de Ca e Mg para recipiente de 20 mL. Adicionar 4,9 mL de solução de lantânio 1 g L^{-1} , cuja função é impedir a formação de compostos refratários com Ca^{2+} e Mg^{2+} . Homogeneizar cada solução. Efetuar as leituras no espectrômetro de absorção atômica.

Cálculos

Cálcio trocável por absorção atômica

$$\mathbf{Ca^{2+} = C_1 \cdot 2,5}$$

Em que:

Ca^{2+} – concentração de cálcio trocável no solo, em $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

C_1 – concentração de Ca^{2+} na solução analisada, em mg L^{-1} .

Valor 2,5 – equivale a $(10 \times 50) / 200$, sendo o 10 vindo da relação solo/extrator de 10/100; 50 vindo da diluição do extrato com a solução de lantânio (0,1 para 5) e 200 da mudança de mg para cmol_c de Ca^{2+} .

Magnésio trocável por absorção atômica

$$\mathbf{Mg^{2+} = C_2 \cdot 4,114}$$

Em que:

Mg^{2+} – concentração de magnésio trocável no solo, em $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

C_2 – concentração de Mg^{2+} na solução analisada, em mg L^{-1} .

Valor 4,114 – equivale a $10 \times 50 / 121,53$, sendo o 10 vindo relação solo/extrator de 10/100, 50 vindo da diluição do extrato com a solução de lantânio (0,1 para 5) e 121,53 da mudança de mg para cmol_c de Mg^{2+} .

7.2.2.4 Extração de potássio (K)

Princípio (TEIXEIRA et al., 2017, p. 167)(TEIXEIRA et al., 2017)

Extração com solução Mehlich-1 e posterior determinação por espectrofotometria de chama.

Material e Equipamentos (TEIXEIRA et al., 2017, p. 167)

- Balões volumétricos de 50 mL e de 1 L.
- Balança analítica.
- Fotômetro de chama.

Reagentes e Soluções (TEIXEIRA et al., 2017, p. 167)

- **Solução padrão de KCl e NaCl $10 \text{ cmol}_c \text{ L}^{-1}$** – pesar 7,46 g de KCl e 5,85 g de NaCl previamente seco em estufa e dissolver em solução extratora de Mehlich-1 até completar o volume de 1 L. Homogeneizar.
- **Solução padrão de KCl e NaCl $0,1 \text{ cmol}_c \text{ L}^{-1}$** – pipetar 10,00 mL da solução padrão de KCl e NaCl $10 \text{ cmol}_c \text{ L}^{-1}$ e transferir para balão volumétrico de 1 L. Completar o volume usando solução extratora de Mehlich-1.
- Homogeneizar.
- **Soluções padrão diluídas de K^+ e Na^+** – pipetar para balões volumétricos de 50,00 mL as seguintes quantidades da solução anterior: 5,00 mL; 10,00 mL; 15,00 mL e 20,00 mL. Completar o volume com solução extratora de Mehlich-1. Transferir para frascos e anotar no rótulo as concentrações de $0,01 \text{ cmol}_c \text{ L}^{-1}$; $0,02 \text{ cmol}_c \text{ L}^{-1}$; $0,03 \text{ cmol}_c \text{ L}^{-1}$ e $0,04 \text{ cmol}_c \text{ L}^{-1}$ de K^+ e Na^+ , respectivamente.
- **Solução extratora de Mehlich-1 – $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$** – adicionar 41,5 mL de ácido clorídrico concentrado p.a. ($d = 1,19 \text{ g cm}^{-3}$ e 37%) e 6,8 mL de ácido sulfúrico p.a. ($d = 1,84 \text{ g cm}^{-3}$ e 98%) em aproximadamente 5 L de água destilada ou

deionizada, contidos em balão volumétrico de 10 L; agitar e completar o volume com água. Pode-se usar baldes plásticos previamente aferidos (TEIXEIRA et al., 2017, p. 154).

Procedimento (TEIXEIRA et al., 2017, p. 155)(TEIXEIRA et al., 2017)

- Pesar 10 g de solo (TFSA) e colocar em Erlenmeyer de 125 mL.
- Adicionar 100 mL de solução extratora Mehlich-1 (HCl $0,05 \text{ mol L}^{-1}$ e H_2SO_4 $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$).
- Agitar durante 5 minutos em agitador circular horizontal.
- Deixar decantar durante uma noite.
- Pipetar, sem filtrar, 25 mL do extrato e passar para recipiente plástico.
- Pipetar 5,00 mL desse extrato e colocar em Erlenmeyer de 125 mL; deixar o restante para determinação de K^+ e Na^+ .
- Adicionar 10 mL de solução ácida de molibdato de amônio diluída e aproximadamente 30 mg de ácido ascórbico em pó, como redutor.
- Agitar de 1 a 2 minutos em agitador circular horizontal.
- Deixar desenvolver a cor durante 1 hora. Em seguida, fazer a leitura da densidade ótica no espectrofotômetro-UV-Vis, usando filtro vermelho (comprimento de onda de 660 nm).
- No caso de a amostra possuir elevada concentração de fósforo, deve ser feita a diluição do extrato antes da adição da solução ácida de molibdato de amônio, até que seja possível a leitura no aparelho.
- Sempre lavar o pipetador entre uma amostra e outra.
- Passar o extrato de solo obtido com solução de Mehlich-1 no fotômetro de chama. Anotar a leitura.
- Caso a leitura ultrapasse o valor do padrão de maior concentração (ou do limite de detecção do aparelho quando ele dá leitura direta em concentração), fazer a diluição da amostra. Levantar em conta a diluição efetuada quando calcular concentração de K^+ .
- Fazer também uma prova em branco utilizando a solução extratora pura.

Cálculo (TEIXEIRA et al., 2017, p. 167) (TEIXEIRA et al., 2017)

Para fotômetros que dão leitura direta em concentração (meq L⁻¹, cmolc L⁻¹ ou mg L⁻¹)

$$\mathbf{K^+, Na^+ (cmol_c kg^{-1}) = L_1 \cdot d}$$

$$\mathbf{K^+ (mg kg^{-1}) = L_1 \cdot d \cdot 390}$$

$$\mathbf{Na^+ (mg kg^{-1}) = L_1 \cdot d \cdot 230}$$

ou

$$\mathbf{K^+, Na^+ (mg kg^{-1}) = 10 \cdot L_2 \cdot d}$$

$$\mathbf{K^+ (cmol_c kg^{-1}) = \frac{10 \cdot L_2 \cdot d}{390}}$$

$$\mathbf{Na^+ (cmol_c kg^{-1}) = \frac{10 \cdot L_2 \cdot d}{230}}$$

ou

$$\mathbf{K^+, Na^+ (cmol_c kg^{-1}) = L_3 \cdot d \cdot 10}$$

$$\mathbf{K^+ (mg kg^{-1}) = L_3 \cdot d \cdot 10 \cdot 390}$$

$$\mathbf{Na^+ (mg kg^{-1}) = L_3 \cdot d \cdot 10 \cdot 230}$$

Em que:

L₁ – leitura da amostra (para sódio ou potássio), em meq L⁻¹.

L₂ – leitura da amostra (para sódio ou potássio), em mg L⁻¹.

L₃ – leitura da amostra (para sódio ou potássio), em cmolc L⁻¹.

d – fator de correção que considera a diluição do extrato de leitura, quando necessário.

Para fotômetros que não dão leitura direta em concentração

$$K^+ \text{ (mg kg}^{-1}\text{)} = \frac{(L - b)}{a} \cdot d \cdot 390$$

$$Na^+ \text{ (mg kg}^{-1}\text{)} = \frac{(L - b)}{a} \cdot d \cdot 230$$

$$K^+, Na^+ \text{ (cmol}_c \text{ kg}^{-1}\text{)} = \frac{(L - b)}{a} \cdot d$$

Em que:

L – leitura da amostra (para sódio ou potássio).

a – coeficiente angular da reta de padrões (intercepto).

b – coeficiente linear da reta de padrões.

d – fator de correção que considera a diluição do extrato de leitura.

7.2.2.4 Extração de fósforo (P)

O teor de fósforo utilizado pelas plantas corresponde à fração do teor total desse elemento no solo. A característica visível da análise com este método está na formação de complexo fósforo-molibdico com coloração azul, essa característica é resultado da redução do molibdato com ácido ascórbico e determinação por espectrofotometria. O princípio deste método se baseia na dissolução de minerais e/ou deslocamento nas superfícies das partículas do solo que contém ou retém fósforo (P), o qual pode ânions com capacidade de competir com o fósforo (P) nos sítios de retenção (TEIXEIRA et al., 2017).

Material e Equipamentos (TEIXEIRA et al., 2017, p. 203)

- Béquer de 250 mL;
- Balões volumétricos de 250 mL, 1 L, 2 L e 10 L;
- Pipetas;
- Erlenmeyer de 125 mL;
- Agitador circular horizontal;
- Balança analítica;

- Espectrofotômetro UV-Vis;
- Proveta.

Reagentes e Soluções (TEIXEIRA et al., 2017, p. 204-205)(TEIXEIRA et al., 2017)

- **Solução extratora Mehlich-1 ($\text{HCl } 0,05 \text{ mol L}^{-1}$ e $\text{H}_2\text{SO}_4 0,0125 \text{ mol L}^{-1}$)** – adicionar 41,5 mL de ácido clorídrico concentrado p.a. ($d = 1,19 \text{ g cm}^{-3}$ e 37%) e 6,8 mL de ácido sulfúrico p.a. ($d = 1,84 \text{ g cm}^{-3}$ e 98%) em aproximadamente 5L de água destilada ou deionizada, contidos em balão volumétrico de 10L; agitar e completar o volume com água. Pode-se usar baldes plásticos previamente aferidos.
- **Solução ácida de molibdato de amônio (concentrada)** – colocar 2g de subcarbonato de bismuto em aproximadamente 250 mL de água contida em balão volumétrico de 1 L; juntar, rapidamente, 150 mL de ácido sulfúrico concentrado p.a. Verificar se todo o sal de bismuto foi dissolvido. Deixar esfriar. Separadamente, em béquer de 250 mL, dissolver 20 g de molibdato de amônio em 200 mL de água destilada. Transferir imediatamente para o balão volumétrico de 1 L contendo o subcarbonato de bismuto e ácido sulfúrico preparado previamente. Agitar e completar o volume com água.
- **Solução ácida de molibdato de amônio (diluída)** – colocar 300 mL de solução concentrada em balão volumétrico de 1 L e adicionar água destilada ou deionizada até completar o volume. Homogeneizar e guardar em frasco escuro.
- **Solução padrão de fósforo (25 mg L^{-1} de P)** – pesar 0,2195 g de KH_2PO_4 p.a., previamente seco em estufa a $105 \text{ }^\circ\text{C}$, e colocar em balão volumétrico de 2 L. Adicionar 3 mL de H_2SO_4 concentrado e completar o volume com água destilada ou deionizada. Estocar.
- **Soluções padrão de fósforo (diluídas)** – ($1,0 \text{ mg L}^{-1}$; $2,0 \text{ mg L}^{-1}$; $3,0 \text{ mg L}^{-1}$ e $4,0 \text{ mg L}^{-1}$ de P) – pipetar 10 mL, 20 mL, 30 mL e 40 mL de solução padrão de 25 mg L^{-1} de P para balões volumétricos de 250,00 mL e completar o volume com a solução extratora Mehlich-1. Usar também a solução extratora pura para obter a concentração de $0,0 \text{ mg L}^{-1}$ de P. Guardar as soluções em frascos tampados, com indicação das concentrações nos rótulos.

Procedimento (TEIXEIRA et al., 2017, p.205)(TEIXEIRA et al., 2017)

- Pesar 10 g de solo (TFSA) e colocar em Erlenmeyer de 125 mL;
- Adicionar 100 mL de solução extratora Mehlich-1 (HCl 0,05 mol L⁻¹ e H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹);
- Agitar durante 5 minutos em agitador circular horizontal;
- Deixar decantar durante uma noite;
- Pipetar, sem filtrar, 25 mL do extrato e passar para recipiente plástico;
- Pipetar 5,00 mL desse extrato e colocar em Erlenmeyer de 125 mL; deixar o restante para determinação de K⁺ e Na⁺;
- Adicionar 10 mL de solução ácida de molibdato de amônio diluída e aproximadamente 30 mg de ácido ascórbico em pó, como redutor;
- Agitar de 1 a 2 minutos em agitador circular horizontal;
- Deixar desenvolver a cor durante 1 hora;
- Em seguida, fazer a leitura da densidade ótica no espectrofotômetro-UV-Vis, usando filtro vermelho (comprimento de onda de 660 nm);
- No caso de a amostra possuir elevada concentração de fósforo, deve ser feita a diluição do extrato antes da adição da solução ácida de molibdato de amônio, até que seja possível a leitura no aparelho;
- Sempre lavar o pipetador entre uma amostra e outra.

Cálculo (TEIXEIRA et al., 2017, p. 206)(TEIXEIRA et al., 2017)

$$P = \frac{(L \cdot b)}{a} \cdot d \cdot 10$$

Em que:

P – concentração de fósforo disponível no solo, em mg kg⁻¹.

L – leitura da amostra, em absorbância.

a – coeficiente angular da reta dos padrões (intercepto).

b – coeficiente linear da reta dos padrões.

d – fator de diluição do extrato de Mehlich (se não for necessária a diluição, considerar d = 1).

Valor 10 – fator que leva em consideração a diluição solo: extrator.

Determinação da curva padrão (TEIXEIRA et al., 2017, p. 206)

- Colocar, em Erlenmeyer de 125 mL, 5,00 mL de cada solução padrão diluída.
- Adicionar 10 mL da solução ácida de molibdato de amônio diluída e uma “pitada” (aproximadamente 30 mg) de ácido ascórbico.
- Proceder da mesma forma indicada para a determinação do fósforo no extrato de solo; anotar as leituras (em absorvância) correspondentes a cada padrão.
- Traçar o gráfico concentração vs absorvância, cruzando-se os valores de concentração de fósforo dos padrões (mg L^{-1} de P) no eixo das abcissas, e as respectivas leituras, em absorvância, no eixo das ordenadas.

7.2.2.5 Determinação do carbono orgânico e da matéria orgânica (MO)

O carbono orgânico pode ser encontrado na natureza sob as formas orgânicas e inorgânicas, mas em sua grande maioria vem das fontes de matéria orgânica e minerais carbonatados, sendo encontrado predominantemente na forma de carbono orgânico nas regiões de clima muito úmido devido ao intenso processo de lixiviação (CAMARGO et al., 2009). Neste método, a determinação do teor de matéria orgânica ocorreu pela extensão da redução de um agente oxidante forte.

O princípio deste método tem como base a oxidação da matéria orgânica do solo com solução de dicromato de potássio combinado com ácido sulfúrico, para isso, foi utilizado calor despreendido na diluição do ácido sulfúrico como catalisador da oxirredução e o sulfato ferroso amoniacal para titulação do excesso de dicromato (DE CAMARGO et al., 2009).

Reagentes e soluções (DE CAMARGO et al., 2009, p. 18-19)

- Solução de dicromato de potássio 1N: dissolver 49,04g do sal $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ seco a 105- 110°C, em água destilada, completando o volume a 1 litro;
- Ácido sulfúrico concentrado, no mínimo a 96 %;
- Ácido ortofosfórico concentrado (85 %);
- Solução de sulfato ferroso amoniacal 0,5N: dissolver 196,07g do sal $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ em 800 ml de água destilada. Adicionar 20 ml de ácido sulfúrico

concentrado e completar o volume a 1 litro em balão volumétrico. Filtrar com algodão. Titular esta solução cada vez que for usá-la;

- Difenilamina 1 %: dissolver 1g do indicador em 100 ml de ácido sulfúrico concentrado.

Procedimento (DE CAMARGO et al., 2009, p. 19)

- Transferir 1g de TFSA para erlenmeyer de 500 ml;
- Adicionar, com uma bureta, 10 ml da solução de dicromato de potássio 1N e, imediatamente a seguir, 20 ml de ácido sulfúrico concentrado;
- Agitar por um minuto com uma leve rotação manual do frasco, procurando evitar que o solo adira às suas paredes;
- Deixar a suspensão em repouso por trinta minutos e adicionar cerca de 200 ml de água destilada, 10 ml de ácido ortofosfórico concentrado e oito gotas de difenilamina 1 %;
- Titular com a solução de sulfato ferroso amoniacal 0,5N, até a viragem de azul para verde.
- A viragem se dá com uma gota. Proceder de modo semelhante com 10 ml de solução de dicromato, para obter o título da solução de sulfato ferroso amoniacal.

Daqui, acha-se o fator:

$$f = \frac{\text{meq } K_2Cr_2O_7 \text{ meq}}{\text{sufato ferroso amoniacal}} = \frac{10 \times 1}{V1 \times 0,5}$$

Onde:

V1: volume de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação.

Para amostras com alto teor de matéria orgânica (usualmente identificadas pela coloração escura), pesar menor quantidade de solo, tendo o cuidado de moê-las.

Cálculo (DE CAMARGO et al., 2009, p. 19)

$$\%C = \frac{10 - V2 \times f \times 0,5 \times 0,4}{p}$$

Onde:

V2: volume de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da amostra;

p: peso da amostra;

% M.O. = % C x 1,725.

7.2.2.6 Determinação da Soma de Bases Trocáveis (SB)

O somatório dos teores das bases cálcio, magnésio e sódio é expressa o valor S em $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$. Os demais cátions (micronutrientes) não são considerados para o cálculo (TEIXEIRA et al., 2017).

Cálculo (TEIXEIRA et al., 2017, p. 241)

$$\text{Valor S} = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+$$

Em que:

Valor S – soma de bases trocáveis, em $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$.

Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ – teor de cálcio, magnésio, sódio e potássio trocáveis no solo, respectivamente, em $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$.

Observação (TEIXEIRA et al., 2017, p. 241)

Se necessário, os teores de K e Na devem ser transformados de mg kg^{-1} para $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$, conforme indicado abaixo:

$$\text{K (cmol}_c \text{ kg}^{-1}) = \frac{\text{K (mg kg}^{-1})}{390}$$

$$\text{Na (cmol}_c \text{ kg}^{-1}) = \frac{\text{Na (mg kg}^{-1})}{230}$$

7.2.2.7 Determinação da CTC efetiva

CTC efetiva corresponde à CTC determinada ao pH natural do solo e pode ser estimada somando-se as quantidades trocáveis dos cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ e Al^{3+} , os quais são normalmente determinados nas análises químicas do solo.

Cálculo (TEIXEIRA et al., 2017, p. 242-243)

$$\text{CTC efetiva} = \text{Valor S} + \text{Al}^{3+}$$

Em que:

CTC efetiva – capacidade de troca de cátions efetiva, em $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

Valor S – soma de bases trocáveis, em $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

Al^{3+} – concentração de alumínio trocável no solo, em $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

7.2.2.8 Determinação da saturação por bases (V)

Valor V ou V% indica a proporção da CTC do solo que é preenchida pelas bases trocáveis.

Cálculo (TEIXEIRA et al., 2017, p. 243)

$$\text{Valor V (\%)} = \frac{100 \cdot \text{Valor S}}{\text{Valor T}}$$

Em que:

Valor V – percentagem de saturação por bases.

Valor S – soma de bases trocáveis, em $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

Valor T – capacidade de troca de cátions total, em $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

7.2.3 Difração de Raios X – DRX

As leituras foram realizadas no Laboratório de Difractometria de Raios X do Instituto de Geociências da USP, com o Difratorômetro Bruker da linha D8 Advance e modelo Da Vinci (Figura 37) com detector LYNXEYE e ótica TWIN-TWIN, que opera com tubo de anodo de cobre e radiação $\text{Cu-K}\alpha$ (comprimento de onda $1,54060\text{\AA}$) com abertura angular entre 2° e $65^\circ 2\Theta$, com velocidade angular de $0,2$ segundos, tamanho do passo de $0,02^\circ 2\Theta$.

Figura 37: Difratorômetro Bruker da linha D8 Advance e modelo Da Vinci utilizado na leitura.



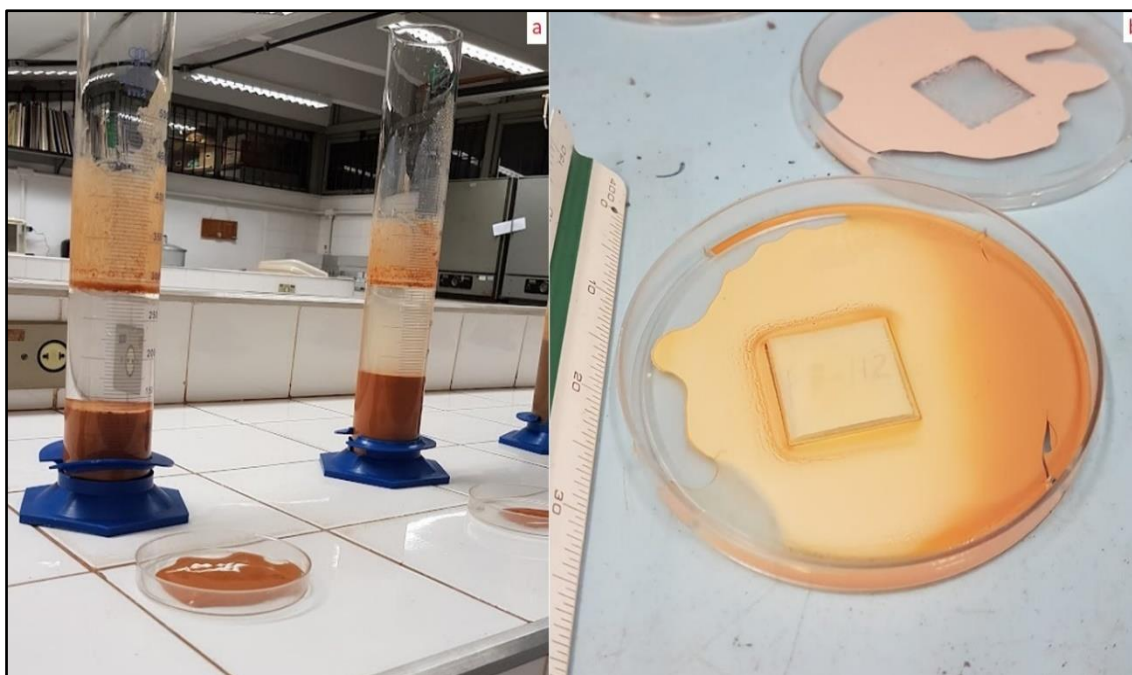
Fonte: Autor.

Os dados gerados foram processados pelo aplicativo SUITE Difraccplus, porém, devido à agenda de utilização do laboratório não foi possível fazer a análise pelo mesmo aplicativo, desta forma, utilizamos o Microsoft Excel para geração dos difratogramas e análise dos picos a partir da tabela de linhas-padrão de difração de raios-x para argilominerais do Serviço Geológico do estado de Indiana – Estados Unidos (PEI; CHEN, 1977). Todo o manuseio do equipamento foi realizado pelo técnico do laboratório.

Foram lidas 12 amostras de argila total, essas amostras correspondem aos horizontes de 3 perfis de solo dispostos nas feições terço superior, terço médio e terço inferior das vertentes da área de estudo. Essas leituras foram realizadas com três tratamentos diferentes (condição natural, condição glicolada e condição aquecida), desta forma, buscou-se com essas etapas eliminar o máximo possível de moléculas de água adsorvidas na estrutura dos argilominerais e aumentar a distância interplanar, facilitando a identificação verdadeira dos picos. Para a identificação de óxidos foi utilizada a amostra sem tratamentos adicionais.

O primeiro tratamento, consistiu na separação de partículas da fração argila das demais partículas que compõem o solo. Para isso, seguimos a metodologia utilizada na granulometria conforme o Instituto Agrônomo de Campinas – IAC (DE CAMARGO et al., 2009), segundo a marcha analítica do Laboratório de Pedologia da USP. Foram pesadas 50g de TFSA em uma garrafa de laboratório com capacidade para 500ml. Depois, em uma balança analítica foram pesados 2g do dispersante pirofosfato de sódio ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$) utilizando um gral pequeno, posteriormente foi misturado aos 50g de amostra TFSA e adicionado 100 ml de água destilada. Após o tempo de decantação da argila em função da temperatura, foi realizada a pipetagem das soluções de argila (não orientada) em lâminas de vidro (Figura 38), deixando-as secar ao tempo por uma semana.

Figura 38: Preparo da amostra para DRX. (a) lâmina de vidro com amostra pós pipetagem, (b) lâmina de vidro com amostra pós-período de secagem naturalmente.



Fonte: Autor.

As lâminas impregnadas com amostra foram levadas ao difratômetro e após o término da análise, cuidadosamente, retiradas do equipamento para prosseguimento com os procedimentos dos outros dois tratamentos.

O segundo tratamento consistiu na leitura com etilenoglicol, sendo realizado com as mesmas lâminas da condição natural. Em placas de Petri, elas foram levadas à uma estufa com temperatura a 90 °C e depois elevadas uma dessecadora com 500 ml de etilenoglicol durante 12 horas. Houve uma falha humana e para uma das amostras os dados de difração não foram registrados no aplicativo SUITE Diffracplus, isso só foi percebido dias após o envio dos resultados e início da análise.

O terceiro tratamento consistiu no aquecimento das amostras. As mesmas lâminas do tratamento anterior foram levadas ao forno mufla (Figura 39), a cada hora a temperatura foi aumentada em 100 °C e ao totalizar 500 °C (temperatura exigida) esse aumento gradual foi interrompido e permaneceu assim por mais 2 horas. Do forno de mufla as lâminas foram transferidas para uma estufa e esfriaram por 24 horas, para somente assim fazer a leitura do difratômetro.

Figura 39: Lâminas impregnadas com argila preparadas para o aquecimento no forno mufla.



Fonte: Autor.

Devido às elevadas temperaturas dentro do forno de mufla, algumas lâminas entortaram, o que impossibilitou a leitura pelo difratômetro que necessita de superfícies

regulares para o ângulo de reflexão do raio X não sofrer alteração na difração. Desta forma, tivemos que refazer a impregnação dessas lâminas com a pipetagem de solução de argila e refazer também a leitura nos três tratamentos.

7.2.4 Fluorescência de Raios X – FRX

A análise por fluorescência de raios-X (FRX) é baseada na medição das intensidades de raios-X emitidos pelos elementos atingidos na amostra, podendo ser pela agitação de elétrons, prótons ou íons (MELO JÚNIOR, 2007). A produção e detecção de raios-X são a base da FRX com radiações eletromagnéticas com comprimento de onda situada na faixa de 0,003 a 3nm. Ao incidir e interagir com a amostra, a radiação eletromagnética pode provocar a absorção, a emissão e a sua dispersão (SKOOG; HOLLER; NIEMAN, 2009).

Ao interagirem com fótons de energia na região dos raios-X, os elétrons situados nas camadas mais internas poderão ser deslocados por foto ejeção gerando uma vacância, desta forma, os elétrons de das camadas mais próximas preenchem essa vaga para promover a estabilidade. Como cada amostra possui elementos diferentes, irá emitir raios-X característicos a partir do excesso de energia gerado no processo e assim sendo possível identificar os elementos presentes na amostra (JENKINS, 2012).

Para a análise da composição química foram utilizadas as mesmas 35 amostras usadas nas análises física e química, desta forma, o preparo consistiu em deixá-las secando ao tempo durante 15 dias, destorroadas e peneiradas para separação de materiais grosseiros. No laboratório do Centro Oceanográfico de Registros Estratigráficos – CORE do Instituto de Oceanografia – IO da Universidade de São Paulo – USP, realizamos as análises de FRX.

Em laboratório, as amostras foram maceradas em um pilão de ágata, por ser mais resistente que o quartzo, para melhor homogeneização e representatividade dos materiais. Para análise no equipamento de FRX (Figura 40), o material deve estar em granulometria específica e muito fina para que o raio-X não encontre irregularidades na superfície analisada, desta forma, utilizou-se uma peneira com abertura de 150 micrômetros.

Figura 40: Equipamento de FRX e amostras em pó preparadas para leitura.



Fonte: Autor.

O equipamento utilizado foi o da marca Rigaku modelo Supermini200, que após cada processamento enviava os dados para o aplicativo de tratamento no computador, esse aplicativo possui um banco de dados com os parâmetros de raios característicos de vários elementos existentes que quando cruzados com os dados coletados na amostra identificava a sua composição. Por se tratar uma identificação dos elementos e sua proporção em amostra específica os gráficos gerados são apenas qualitativos.

7.2.5 Análise físico-química da água

Os poços selecionados para amostragem obedeceram aos critérios de distribuição topográfica e proximidade com localidades de maiores ocorrências de doenças de origem diarreica, conforme os relatórios da Secretaria Municipal de Saúde. Foram coletadas, no mês de novembro de 2018, sete amostras de água nos poços que abastecem a população (Figura 41). Os frascos utilizados eram de plástico com tampa rosqueável e higienizados com detergente neutro, ácido clorídrico (5%) e água destilada, as amostras ficaram refrigeradas e, posteriormente, preservadas em uma caixa térmica com gelo para o transporte até a chegada ao laboratório.

Figura 41: Amostra de água sendo coletada em poço e armazenada em frasco rosqueável de plástico.



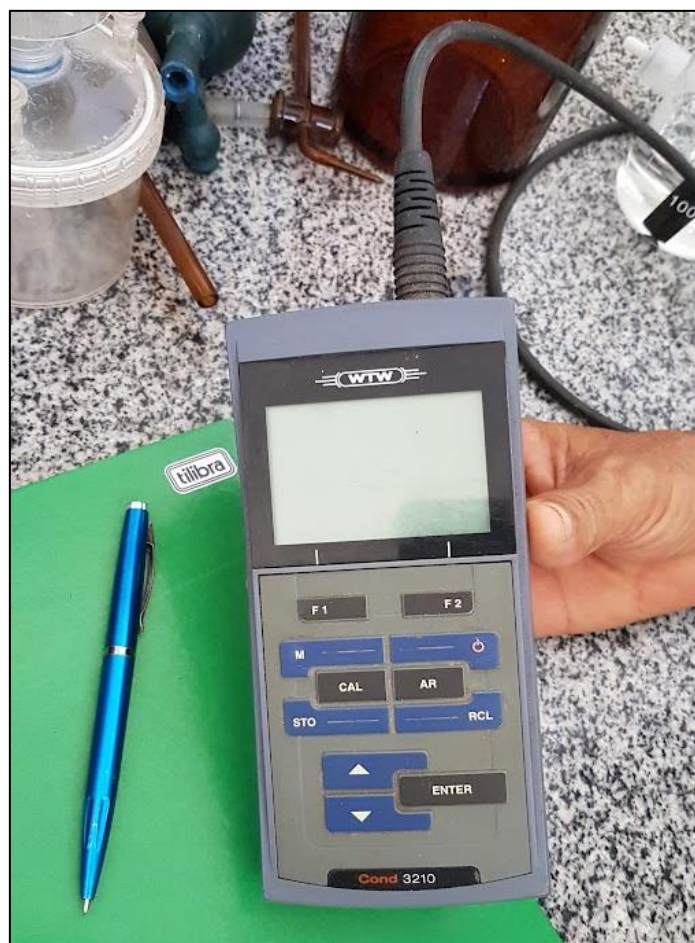
Fonte: Autor.

As análises foram realizadas por meio da contratação de serviço executado pelo Laboratório Gaia Ambiental Ltda, empresa privada especializada no segmento, sediada na cidade de São Luís - MA. Há uma grande variedade de substâncias químicas dissolvidas na água, a quantidade das concentrações dessas substâncias pode apontar a qualidade desse elemento, para isso, alguns parâmetros foram avaliados.

A análise físico-química das águas foi feita por meio da determinação do pH, condutividade elétrica (CE), sólidos totais dissolvidos (STD) e salinidade através do medidor de condutividade portátil WTW Cond 3210 (Figura 42). A série nitrogenada seguiu metodologias diferentes para a determinação do nitrogênio amoniacal (NH_4^+), do nitrito (NO_2^-) e do nitrato (NO_3^-).

O nitrogênio amoniacal (NH_4^+) foi determinado pelo método espectrofotométrico do indofenol segundo Koroieff (1970), esse método se baseia na formação do composto azul intenso de indofenol, causado pela adição de um agente oxidante na solução que provoca a reação do íon amônio com compostos fenólicos.

Figura 42: Medidor de condutividade utilizado nas análises.



Fonte: Autor.

O nitrito (NO_2^-) foi determinado pelo método da diazotização do ácido sulfanílico e etilenodiamina pelo nitrito, segundo Bendschneider e Robinson (1952), nesse método a concentração de nitrito é diretamente proporcional à intensidade da cor rosada que resulta da reação.

O nitrato (NO_3^-) foi determinado pelo método da redução quantitativa dos íons nitrato para nitrito segundo Strickland e Parsons (1972), nesse método o nitrato na água é quase, quantitativamente, reduzido quase a nitrito quando uma amostra é passada por uma coluna contendo limalhas de cádmio levemente revestidas com cobre metálico (Figura 43). O nitrito resultante desse processo é determinado pela mesma metodologia anteriormente citada, segundo Bendschneider e Robinson (1952), formar um corante azo altamente colorido cuja extinção é medida.

Figura 43: Redução de nitrato a nitrito, água passando por limalhas de cádmio levemente revestidas com cobre metálico.



Fonte: Autor.

Ao final de todas as análises, o laboratório emitiu um boletim dos parâmetros físico-químicos das amostras de água estudadas. O ideal é uma tomada de amostragens de água no período seco e outra no período chuvoso, porém foi realizada apenas uma tomada de amostragens no período seco devido a restrições orçamentárias para a logística e estrutura na área de estudo e ao custo das análises.



8 RESULTADOS

8.1 Aspectos pedológicos

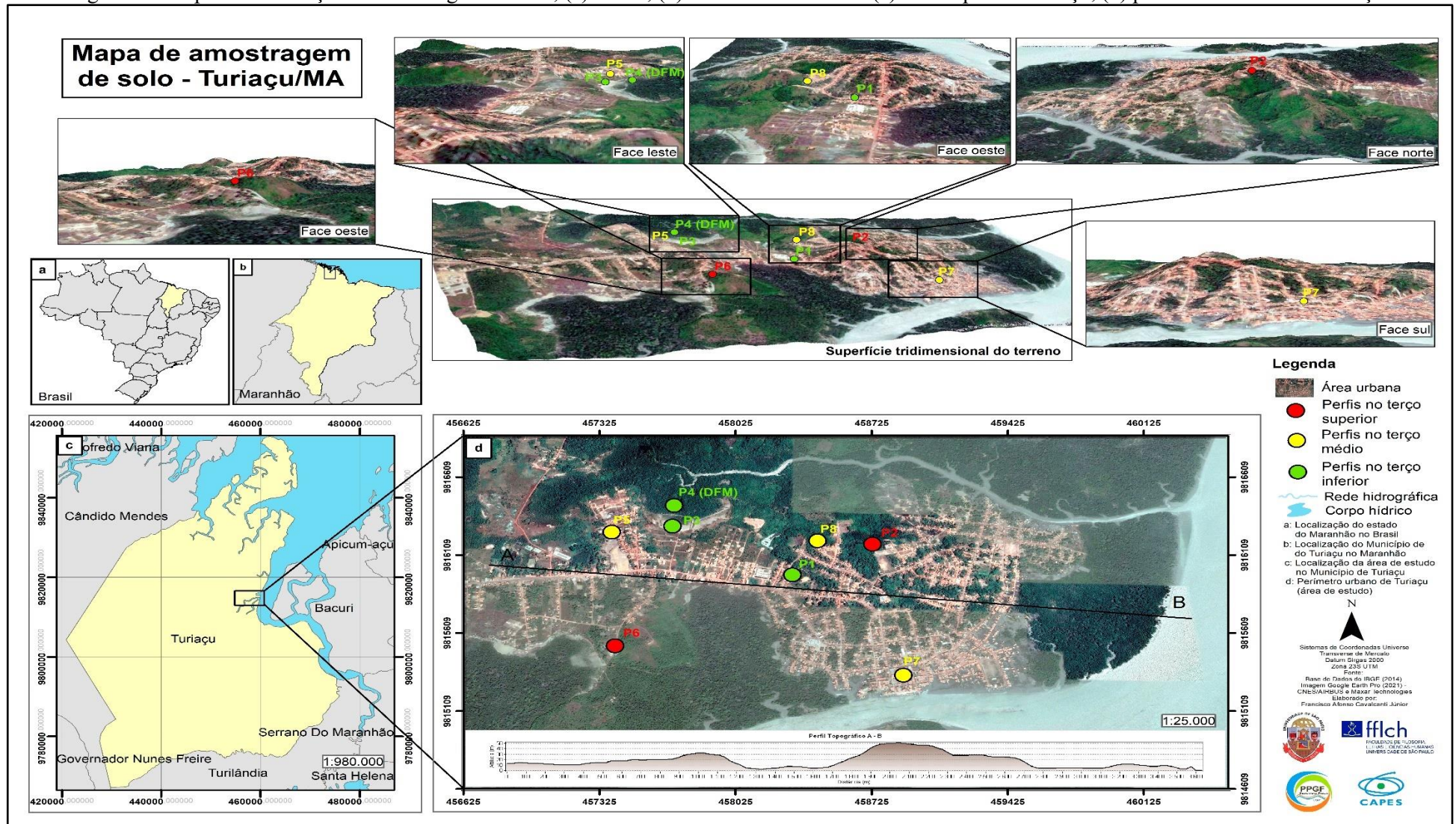
As análises compreendem a morfologia, a granulometria e a química dos solos coletados nas feições terço superior das vertentes (perfis P2 e P6), terço médio das vertentes (Perfis P5, P7 e P8) e terço inferior das vertentes (perfis P1, P3), além da planície fluviomarinha (DFM) (Figura 44). Foram observados 7 perfis com profundidades e número de horizontes variados e uma amostra superficial referente aos solos de mangue.

A investigação da mineralogia foi realizada em 3 perfis de solo (P2, P7, P1), cada um com 4 horizontes, totalizando 12 leituras, representado as 3 feições do relevo estudadas. Os difratogramas, gráficos da difração de raios X (DRX), foram organizados em dois grupos, o dos filossilicatos e o dos óxidos. O objetivo foi visualizar os picos dos óxidos encobertos em quase sua totalidade pelos picos dos filossilicatos.

A descrição morfológica foi realizada segundo o Manual de Descrição e Coleta de Solo (SANTOS et al., 2005), as amostras foram coletas em função de cortes em barrancos que expunham os perfis e, na escassez desses cortes, em trincheiras que foram abertas para o estudo. O objetivo do estudo não foi a realização da classificação de solos, desta forma, a notação dos horizontes foi feita pela letra H precedida do número que identifica a sequência ordinária de cada horizonte a partir da superfície.

A análise granulométrica foi realizada pelo Método da Pipetagem, segundo a marcha analítica do Laboratório de Pedologia da USP, foram determinados, diretamente, as frações de areia, silte e argila com até 5,2% de margem de erro para mais ou para menos, após sucessivas repetições houve a necessidade de adotar margem de até 8,5% para algumas amostras, os grupamentos texturais foram com base em IBGE (2018).

Figura 44: Mapa de localização de amostragem de solo; (a) Brasil, (b) estado do Maranhão (c) município de Turiiaçu, (d) perímetro urbano de Turiiaçu.



Fonte: Autor.

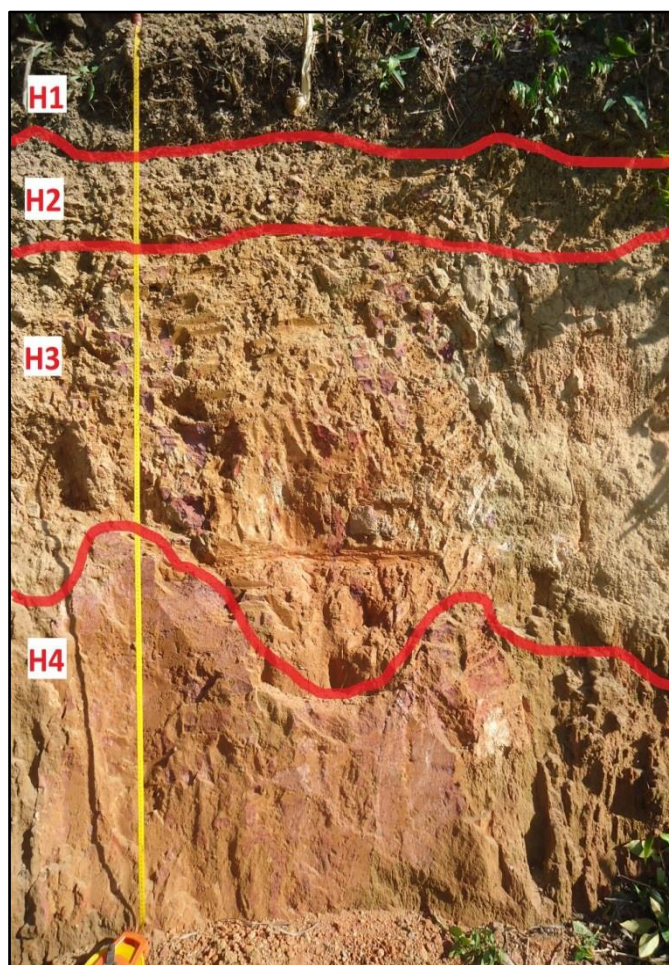
8.1.1 Terço superior das vertentes

8.1.1.1 Descrição morfológica do terço superior das vertentes

O perímetro urbano de Turiaçu está assentado sobre um relevo com declividade acentuada e altitude que varia de 0 metro a 50 metros acima do nível do mar, é marcado pela ocorrência de duas grandes colinas nas quais foram coletadas amostras dos perfis (P2 e P6) que representam o terço superior das vertentes.

De modo geral, é possível identificar que no perfil P2 predomina o matiz de cor vermelho-amarelo, apesar de cada horizonte (H) ter a predominância do seu próprio matiz e volume, conforme a Carta de Cores Munsell para solos (Figura 45). A descrição morfológica, expressa na tabela 10, identifica um solo mineral com profundidade superior a 100 cm.

Figura 45: Perfil P2 de solo na feição terço superior com identificação dos horizontes (H) encontrados.



Fonte: Autor.

Tabela 10: Atributos da descrição morfológica do perfil P2 em cada horizonte (H).

| Perfil - Horizonte | Profundidade | Cor Munsell | Textura | Estrutura | | | Consistência seca | Consistência úmida | Consistência molhada | Transição |
|--------------------|--------------|-------------|----------|---------------------|-----------------|----------|-------------------|--------------------|---|---------------------|
| | | | | Forma | Tamanho | Grau | | | | |
| P2-H1 | 0-31 cm | 2.5YR 5/2 | arenosa | granular | pequena | fraca | macia | friável | ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa | gradual e plana |
| P2-H2 | 31-57 cm | 10YR 4/2 | arenosa | blocos angulares | pequeno a médio | moderada | ligeiramente dura | firme | ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa | gradual e plana |
| P2-H3 | 57-140 cm | 5YR 5/8 | argilosa | blocos subangulares | médio a grande | moderada | muito dura | muito firme | plástica e pegajosa | gradual e plana |
| P2-H4 | 140-218 cm | 5YR 5/8 | argilosa | colunar | grande | moderada | dura | firme | plástica e pegajosa | gradual e irregular |

Fonte: Autor.

Descrição de cores e volumes:

- **P2-H1**: Bruno acinzentado escuro (2.5YR 5/2), com volume de petroplintitas de coloração bruno muito escuro (10YR 2/2), em quantidade abundante, tamanho pequeno e contraste difuso.
- **P2-H2**: Bruno avermelhado (10YR 4/2), com volume de petroplintitas de cor vermelho-escuro (2.5YR 3/6), comum, grande e distinto.
- **P2-H3**: Bruno amarelo claro (5YR 5/8), com volume de petroplintitas de cor vermelho-escuro (2.5YR 3/6), abundante, grande e proeminente.
- **P2-H4**: Amarelo cinzento claro (5YR 5/8), com ocorrência de volume de plintita e mosqueados de cor vermelha (2.5YR 4/8), abundante, grande e proeminente.

No perfil P6 o matiz predominante também foi o vermelho-amarelo, nele foram identificados a ocorrência de 6 horizontes (Figura 46). Ao longo do perfil é marcante a presença de petroplintitas nos horizontes superficiais e nos horizontes subsuperficiais (Figura 47). A profundidade registrada foi 377 cm, conforme a descrição morfológica (Tabela 11).

Figura 46: Perfil P6 de solo na feição terço superior com identificação dos horizontes (H) encontrados.



Fonte: Autor.

Figura 47: Ocorrência de mosqueados e petroplintitas no horizonte 5 (H5).



Fonte: Autor.

Tabela 11: Atributos da descrição morfológica do perfil P6 em cada horizonte (H).

| Perfil - Horizonte | Profundidade (cm) | Cor Munsell | Textura | Estrutura | | | Consistência seca | Consistência úmida | Consistência molhada | Transição |
|--------------------|-------------------|-------------|----------|---------------------|----------------|----------|-------------------|--------------------|---|---------------------|
| | | | | Forma | Tamanho | Grau | | | | |
| P6-H1 | 0 – 27 cm | 10YR 2/2 | arenosa | granular | pequena | fraca | solta | muito friável | ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa | gradual e plana |
| P6-H2 | 27 – 45 cm | 7.5YR 6/4 | siltosa | granular | pequena | fraca | macia | friável | ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa | gradual e plana |
| P6-H3 | 45 – 96 cm | 7.5 YR 6/6 | argilosa | blocos subangulares | pequena | moderada | dura | firme | plástica e pegajosa | gradual e plana |
| P6-H4 | 96 – 148 cm | 7.5 YR 6/8 | argilosa | blocos subangulares | médio a grande | moderada | dura | firme | muito plástica e muito pegajosa | gradual e plana |
| P6-H5 | 148 – 250 cm | 2.5Y 7/6 | arenosa | blocos angulares | médio a grande | moderada | - | firme | muito plástica e muito pegajosa | gradual e plana |
| P6-H6 | 250 – 377 cm | 2.5Y 8/1 | arenosa | blocos subangulares | médio | moderada | - | firme | plástica e pegajosa | gradual e irregular |

Fonte: Autor.

Descrição de cores e volumes:

- **P6-H1**: Bruno muito escuro (10YR 2/2), com volume de petroplintitas de cor bruno-acinzentado muito escuro (10YR 3/2), em quantidade abundante, tamanho grande e contraste distinto.
- **P6-H2**: Bruno-claro (7.5YR 6/4), com volume de petroplintitas de cor bruno-acinzentado muito escuro (10YR 3/2), em quantidade abundante, tamanho grande e contraste distinto.
- **P6-H3**: Amarelo-avermelhado (7.5 YR 6/6), com volume de petroplintitas de cor bruno-acinzentado muito escuro (10YR 3/2), em quantidade abundante, tamanho grande e contraste distinto.
- **P6-H4**: Amarelo-avermelhado (7.5 YR 6/8), com volume de petroplintitas e de cor vermelho-escuro (2.5YR 3/6), abundante, grande e distinto.
- **P6-H5**: Amarelado (2.5Y 7/6), com volume de petroplintitas de cor vermelho-escuro (2.5YR 3/6), abundante, grande e distinto.
- **P6-H6**: Branco (2.5Y 8/1), com volume de petroplintitas de cor vermelho-escuro (2.5YR 3/6), abundante, grande e distinto; e volumes de quartzo de cor amarelo branco (2.5Y 8/1), comum, grande e difuso.

Nos solos do terço superior das vertentes predominam cores de matizes variando entre vermelho-amarelo (YR) e amarelo (Y), a partir dessas características é possível inferir a ocorrência de concentração de teores de óxidos de ferro. Nos matizes de cor amarelo (entre os matizes 7.5YR e 2,5Y) pode haver a presença de goethita, e conseqüentemente a ausência de hematita que mesmo em teores pequenos pode mascarar a presença de goethita (KER et al., 2015). Nos matizes de cor vermelho-amarelo (entre os matizes 5YR e 7.5YR) pode ocorrer a presença de lepidocrocita em mosqueados quando o matiz possui valor maior ou igual a 6 (KER et al., 2015).

A presença de mosqueados nos horizontes mais subsuperficiais do perfil P6 pode indicar restrições no solo quanto a drenagem, resultado da oxidação de Fe^{2+} para Fe^{3+} e conseqüente precipitação em forma de mosqueados e plintitas, em condições mais úmidas, e petroplintitas, em condições de ressecamento (WHITE; SILVA; DOURADO NETO, 2009), nos horizontes mais profundas do solo esses mosqueados podem ocorrer em fundo acinzentado ou branco característico de presença de caulinita e sílica (KER et al., 2015; MELO; ALLEONI, 2009a)

Os solos do terço superior das vertentes apresentaram profundidades superiores a 200 cm e, segundo EMBRAPA (2018), são classificados como muito profundos e compatíveis ao que se espera de solos tropicais de regiões quentes e úmidas com condições de relevo que possibilitem a decomposição do material de origem. Nesse sentido, esses solos tendem a apresentar textura com maior concentração argila resultante da longa exposição ao intemperismo.

8.1.1.2 Granulometria do terço superior das vertentes

No perfil P2 a análise granulométrica compreendeu seus quatro horizontes, o resultado os classificou como textura média (Tabela 12). Com o aumento da profundidade há um acréscimo e posterior decréscimo das frações mais finas, ocorrendo maior concentração de argila nos horizontes intermediários (Figura 48).

O perfil P6 apresentou uma textura quase homogênea com predomínio de areia no horizonte superficial, de argila nos horizontes intermediários e de silte nos horizontes mais profundos (Figura 48). Nesse perfil as amostras dos horizontes mais superficiais apresentaram uma margem de erro de até 8,5% para mais ou para menos, devido à dificuldade de ação do dispersante (Tabela 13).

Tabela 12: Frações de partículas do solo referente ao perfil P2.

| Perfil - Horizonte | Profundidade | Areia | Silte | Argila | Grupamento textural |
|--------------------|--------------|-------|-------|--------|---------------------|
| P2-H1 | 0 – 31 cm | 54 | 24,6 | 19 | Média |
| P2-H2 | 31 – 57 cm | 44,2 | 24,6 | 27,3 | Média |
| P2-H3 | 57 – 140 cm | 40,1 | 25,5 | 32,1 | Média |
| P2-H4 | 140 – 218 cm | 43,9 | 31,4 | 21,6 | Média |

Fonte: Autor.

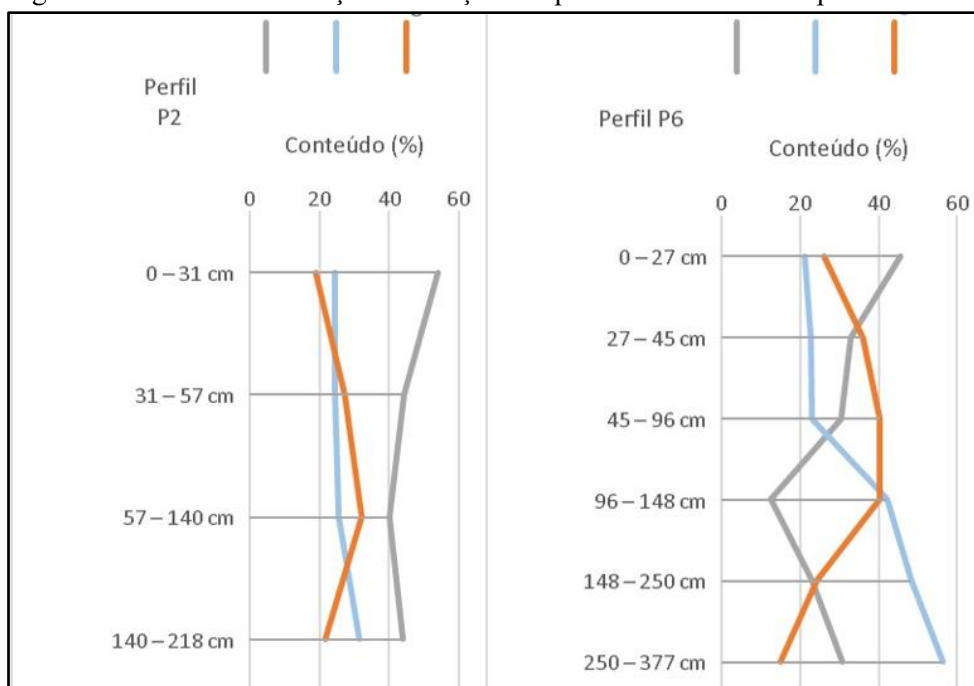
Tabela 13: Frações de partículas do solo referente ao perfil P6.

| Perfil - Horizonte | Profundidade | Areia | Silte | Argila | Grupamento textural |
|--------------------|--------------|-------|-------|--------|---------------------|
| P6-H1* | 0 – 27 cm | 45,6 | 21 | 26,2 | Média |
| P6-H2* | 27 – 45 cm | 33 | 22,6 | 35,9 | Argilosa |
| P6-H3* | 45 – 96 cm | 30,4 | 23 | 40,3 | Argilosa |
| P6-H4 | 96 – 148 cm | 12,4 | 42,1 | 40,3 | Argilosa |
| P6-H5 | 148 – 250 cm | 23 | 48,2 | 24,3 | Média |
| P6-H6 | 250 – 377 cm | 30,7 | 56,2 | 15,1 | Média |

* Até 8,5% de margem de erro para mais e para menos

Fonte: Autor.

Figura 48: Gráfico de evolução das frações de partículas do solo nos perfis P2 e P6.



Fonte: Autor.

Os solos brasileiros, principalmente os da região tropical, possuem avançado estágio de intemperismo, desta forma, Ferreira (2010) chama atenção para o fato desses solos serem pobres em silte e que, por vezes, essa fração no solo é incrementada por agregados de argila denominados pseudo-silte, estando esses agregados ligados à formas de alumínio que dificultam a dispersão da fração argila.

A área superficial específica (ASE) do solo estabelece estreita relação com a quantidade de argila, visto que a área de contato com o adsorvato aumenta com a diminuição da partícula sólida (MELO; ALLEONI, 2009a). Com textura média, o solo do perfil P2 poderá ter uma influência de moderada a baixa na capacidade de troca catiônica (CTC) e na capacidade para retenção de poluentes. O perfil P6, com predomínio de textura argilosa nos horizontes subsuperficiais, poderá ter uma influência alta na CTC e na capacidade de retenção de poluentes (KER et al., 2015). Contudo, essas propriedades não conseguem dar respostas consistentes por si só, se faz necessário considerar a superfície de área específica das partículas e os aspectos químicos do solo.

8.1.1.3 Química do solo do terço superior das vertentes

Nos perfis P2 e P6 (Tabelas 14 e 15) as concentrações de cátions básicos (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) são baixas, exceto no primeiro horizonte do perfil P6, essa baixa está associada à troca por H^+ na estrutura do coloide e disponibilização dos cátions na solução do solo, os deixando disponíveis para lixiviação com maior facilidade, conferindo uma característica mais ácida ao solo pela maior oferta de H^+ (MELO; ALLEONI, 2009a). O Al^{3+} é menos solúvel e permanece por mais tempo no solo dos terços superiores das vertentes, podendo potencializar a acidez substituindo o H^+ na superfície do coloide.

Tabela 14: Matéria orgânica, bases trocáveis e a CTC do perfil P2.

| Profundidade do perfil | Atributos (unidades) | | | | | | | | | | |
|------------------------|----------------------------|--------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|--------------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------|-------|
| | M.O. (g.kg ⁻¹) | Fósforo (mg.kg ⁻¹) | Potássio (mmolc/kg ⁻¹) | Cálcio (mmolc/kg ⁻¹) | Magnésio (mmolc/kg ⁻¹) | Alumínio (mmolc/kg ⁻¹) | H+Al (mmolc/kg ⁻¹) | SB (mmolc/kg ⁻¹) | CTC (mmolc/kg ⁻¹) | V (%) | m (%) |
| 0 – 31 cm | 32 | 3 | 0,7 | 1 | 3 | 19 | 82 | 4,7 | 86,7 | 5 | 80 |
| 31 – 57 cm | 14 | 1 | 0,5 | 1 | 1 | 18 | 47 | 2,5 | 49,5 | 5 | 88 |
| 57 – 140 cm | 6 | 1 | 0,4 | <1 | <1 | 16 | 36 | 0,4 | 36,4 | 1 | 98 |
| 140 – 218 cm | 3 | 1 | 0,3 | 1 | 1 | 14 | 25 | 2,3 | 27,3 | 8 | 86 |

Fonte: Autor.

Tabela 15: Matéria orgânica, bases trocáveis e a CTC do perfil P6.

| Profundidade do perfil | Atributos (unidades) | | | | | | | | | | |
|------------------------|----------------------------|--------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|---|------------------------------|-------------------------------|-------|-------|
| | M.O. (g.kg ⁻¹) | Fósforo (mg.kg ⁻¹) | Potássio (mmolc/kg ⁻¹) | Cálcio (mmolc/kg ⁻¹) | Magnésio (mmolc/kg ⁻¹) | Alumínio (mmolc/kg ⁻¹) | H ⁺ Al (mmolc/kg ⁻¹) | SB (mmolc/kg ⁻¹) | CTC (mmolc/kg ⁻¹) | V (%) | m (%) |
| 0 – 27 cm | 90 | 10 | 1,3 | 21 | 12 | 19 | 163 | 34,3 | 197,3 | 17 | 36 |
| 27 – 45 cm | 12 | 1 | 0,4 | 2 | 2 | 18 | 59 | 4,4 | 63,4 | 7 | 80 |
| 45 – 96 cm | 11 | 1 | 0,3 | 2 | 3 | 14 | 45 | 5,3 | 50,3 | 11 | 73 |
| 96 – 148 cm | 4 | 1 | <0,3 | 1 | 5 | 12 | 37 | 6,2 | 43,2 | 14 | 66 |
| 148 – 250 cm | 2 | 1 | <0,3 | 5 | 2 | 11 | 26 | 7,2 | 33,2 | 22 | 60 |
| 250 – 377 cm | <1 | 1 | 0,4 | 1 | 1 | 10 | 19 | 2,4 | 21,4 | 11 | 81 |

Fonte: Autor.

Assim como o Al⁺, o Fe⁺ também é pouco solúvel e tende a permanecer no solo com o incremento da acidificação. A soma das bases (SB) mais a acidez potencial (H⁺ + Al³⁺) nos permite avaliar a capacidade de troca catiônica (CTC) para os perfis P2 e P6 que em todos os horizontes caracterizou as argilas como sendo de baixa atividade (Tb) < 270 mmolc/kg, esse valor é corroborado pela saturação por bases (V%) < 50%.

As argilas de baixa atividade (Tb) em solos de carga variável, comuns em zonas de clima quente e úmido, possuem a CTC associada à ocorrência de caulinita e óxidos de ferro e alumínio e também de matéria orgânica (KER et al., 2015). Nesse contexto o pH é o principal fator de influência, em solos mais ácidos (pH < 7) a maioria dos minerais se dissolvem aumentando as taxas de ferro e alumínio (KER et al., 2015).

Nos perfis P2 e P6, o pH (H₂O) foi considerado fortemente ácido, conforme EMBRAPA (2018), a acidez também é reafirmada pelo pH (KCL) que variou para menos. A matéria orgânica do solo (M.O.) nos horizontes superficiais é mais presente e contribui para gerar carga negativa e consequente maiores teores de adsorção de cátions, essa relação fica bem evidenciada no horizonte superficial do perfil P6. Na carga do solo inferida teoricamente por ΔpH (pH KCL - pH H₂O), o resultado foi negativo, ou seja, houve o predomínio de cargas negativas em toda a extensão dos dois perfis (Tabela 16 e 17).

Tabela 16: pH e carga do solo no perfil P2.

| Profundidade do perfil | pH H ₂ O | pH KCl | ΔpH (pH KCl - pH H ₂ O) |
|------------------------|---------------------|--------|------------------------------------|
| 0 – 31 cm | 4,6 | 3,8 | -0,8 |
| 31 – 57 cm | 4,5 | 4 | -0,5 |
| 57 – 140 cm | 4,5 | 3,9 | -0,6 |
| 140 – 218 cm | 4,3 | 3,9 | -0,4 |

Fonte: Autor.

Tabela 17: pH e carga do solo no perfil P6.

| Profundidade do perfil | pH H ₂ O | pH KCl | Δ pH (pH KCl - pH H ₂ O) |
|------------------------|---------------------|--------|---|
| 0 – 27 cm | 4,7 | 4 | -0,7 |
| 27 – 45 cm | 4,6 | 4,1 | -0,5 |
| 45 – 96 cm | 4,6 | 4 | -0,6 |
| 96 – 148 cm | 4,5 | 4,1 | -0,4 |
| 148 – 250 cm | 4,6 | 4 | -0,6 |
| 250 – 377 cm | 5,2 | 4 | -1,2 |

Fonte: Autor.

Os solos do terço superior das vertentes apresentam baixa concentração de matéria orgânica que decresce nos horizontes conforme aumenta a profundidade do perfil, em relação à saturação por bases (V%) podem ser considerados distróficos. Apesar da baixa saturação por bases, a saturação por alumínio (m%) foi alta ($\geq 50\%$) e o teor de Al^{+3} foi superior a 5 mmolc/kg os configurando com caráter alumínico do tipo álico, conforme EMBRAPA (2018).

A saturação por alumínio tem relação expressiva com o teor de matéria orgânica, pois o alumínio e o húmus se ligam fortemente reduzindo a saturação por alumínio e aumentando em $pH < 5,5$ (KER et al., 2015; MELO; ALLEONI, 2009a). Além dos aspectos citados anteriormente, Ker et al., (2015) apontam para a possibilidade das diferenças mineralógicas no solo serem as principais explicações para as variações de saturação de alumínio em qualquer pH.

No solo do perfil P2 observa-se uma redução do pH associado com a profundidade, isso se mostrou diferente no solo do perfil P6, que é mais profundo, ainda assim ambos apresentaram pH fortemente ácido com podem as variações de P6 estarem associadas ao acúmulo de bases lixiviadas em profundidade. Destaca-se que em ambos os perfis e em todos os horizontes a carga predominante no solo foi negativa.

8.1.1.4 Mineralogia do terço superior das vertentes

O P2 foi o perfil representativo do terço superior das vertentes para a leitura por difração de raios X (DRX), que indicou a presença de quartzo, mineral primário; e a presença de minerais secundários 2:1, clorita, nos horizontes P2-H3 e P2-H4 a partir de 57 cm de profundidade, mica ao longo de todo o perfil; e mineral secundário, caulinita,

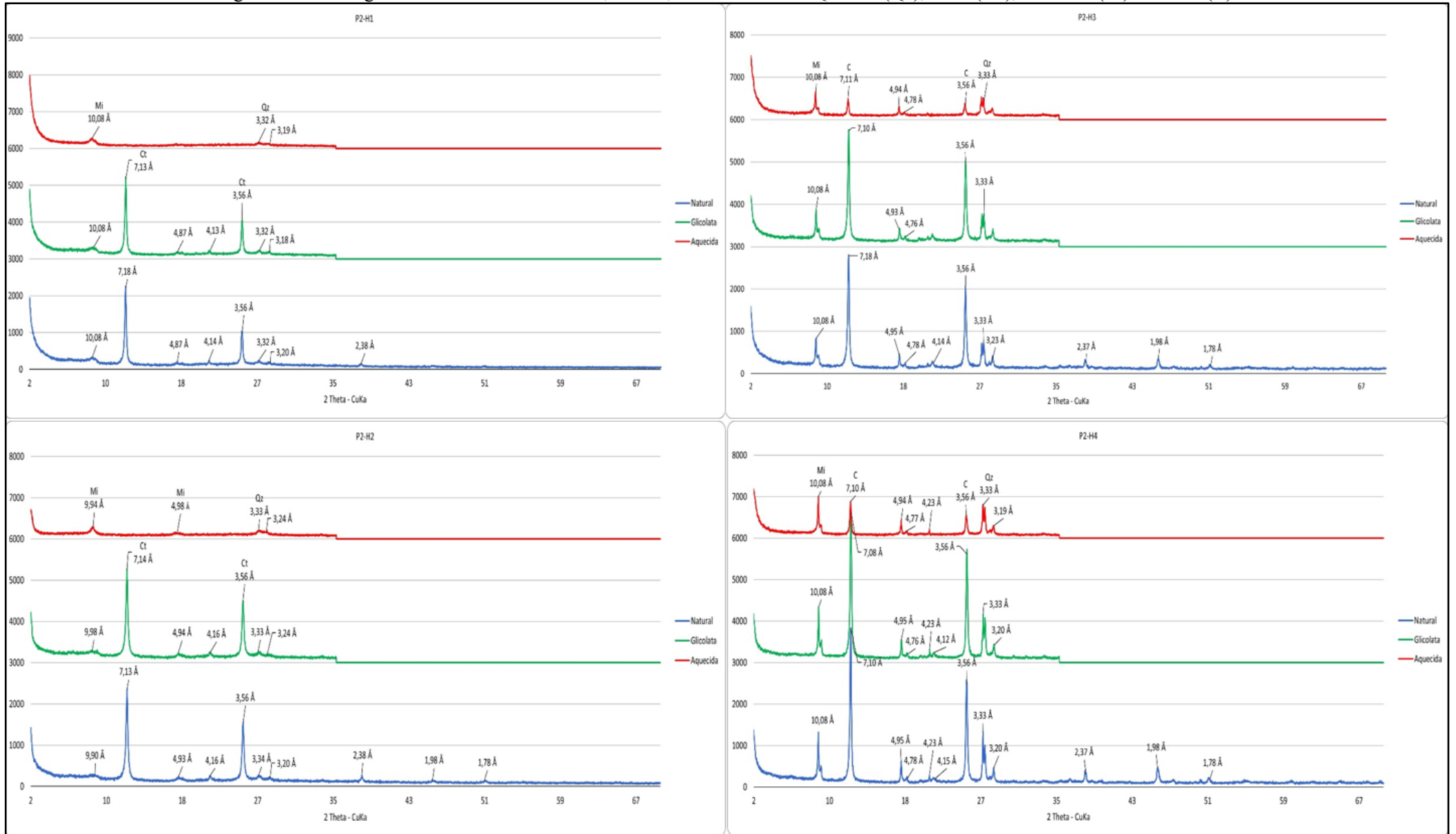
nos horizontes P2-H1 e P2-H2 desde a superfície até 57 cm de profundidade, que ao contrário da clorita, acaba desaparecendo no tratamento da amostra com aquecimento até 500 °C (Figura 49).

Ao longo do perfil constatou-se a presença de quartzo e mica em todos os horizontes e a ocorrência de caulinita nos horizontes subsuperficiais mais próximos à superfície e seu conseqüente desaparecimento em maiores profundidades e com a ocorrência de clorita. Tanto a ocorrência de clorita e de caulinita já eram esperados em razão da pH ácido, apontado na análise química, e que favorece a dissolução dos minerais intensificando a intemperização do solo (MELO; ALLEONI, 2009b), e da geologia do terreno, conforme descrito na caracterização da área de estudo.

Turiaçu está assentada sobre uma litologia de rochas ígneas e metamórficas do domínio Fragmento Cráton São Luís, especificamente na unidade Suíte Intrusiva Tromai, que basicamente composta por granitos compostos de mica, quartzo e feldspato (KLEIN; MOURA, 2003; KLEIN; SOUSA, 2012; LOPES; TEIXEIRA, 2013; PASTANA, 1995a). Sob condições de elevada lixiviação, umidade e temperatura minerais do grupo da caulinita podem se formar diretamente da intemperização de micas e feldspatos, quando o intemperismo é intenso e ocorre dessilicação, os feldspatos podem se transformar diretamente em gibbsita que se distribui nos topos e posições mais elevadas do relevo (MELO; ALLEONI, 2009b).

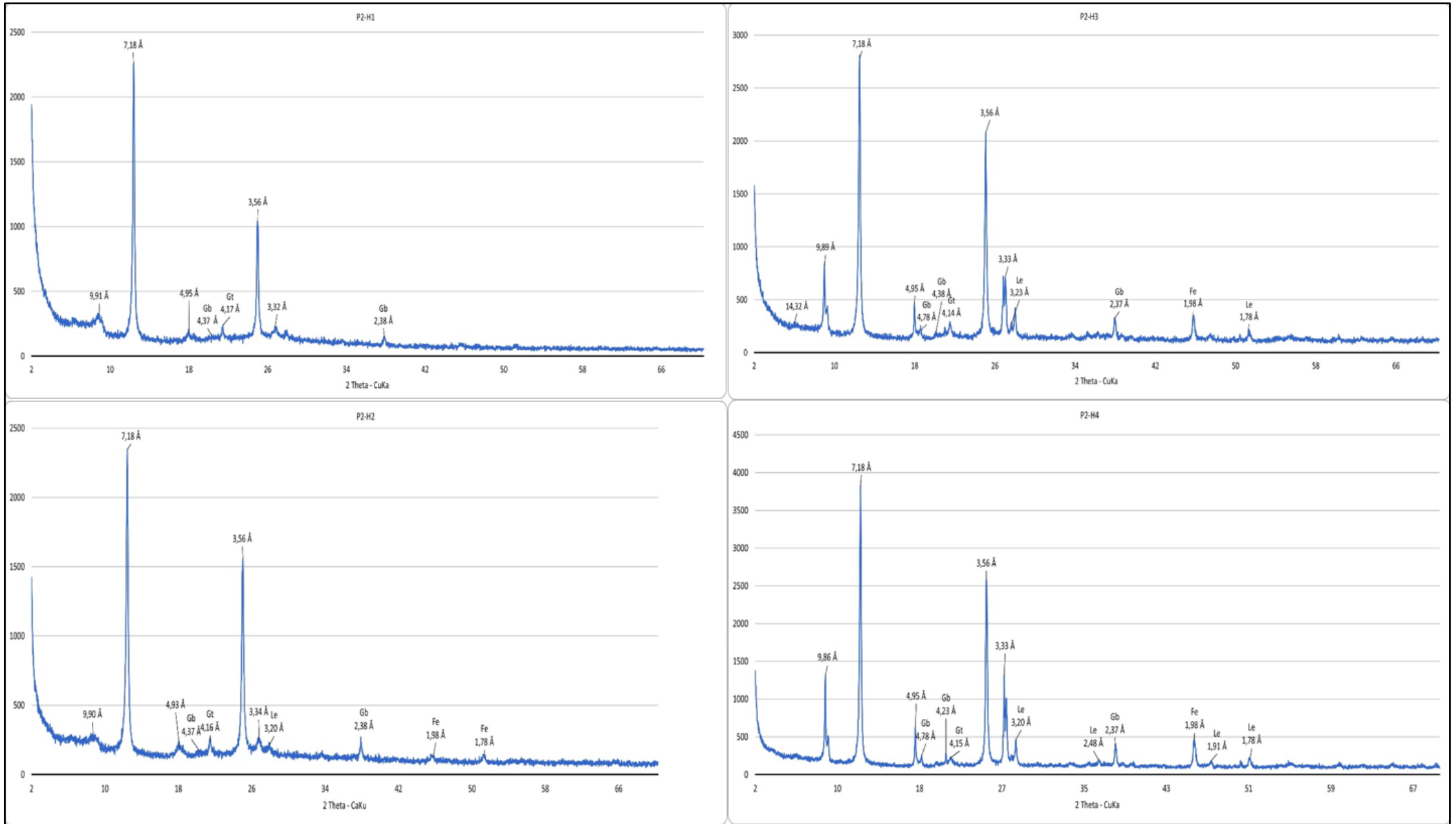
No mesmo perfil, a leitura por difração de raios X (DRX) indicou a ocorrência de gibbsita; e de óxidos de ferro (goethita, ferrihidrita, lepidocrocita) (Figura 50). As observações na descrição morfológica dos perfis do terço superior das vertentes já davam indícios da ocorrência desses óxidos, pois apresentaram matizes de cor amarelo (entre os matizes 7.5YR e 2,5Y) e matizes de cor vermelho-amarelo (entre os matizes 5YR e 7.5YR) indicando a probabilidade da ocorrência de lepidocrocita em mosqueados quando o matiz possui valor maior ou igual a 6 (KER et al., 2015).

Figura 49: Difratogramas dos horizontes P2-H1, P2-H2, P2-H3 e P2-H4. Quartzo (Qz), mica (Mi), caulinita (Ct) e clorita (C).



Fonte: Autor.

Figura 50: Difratogramas dos horizontes P2-H1, P2-H2, P2-H3 e P2-H4. Gibbsita (Gb), goethita (Gt), ferrihidrita (Fe), lepidocrocita (Le).



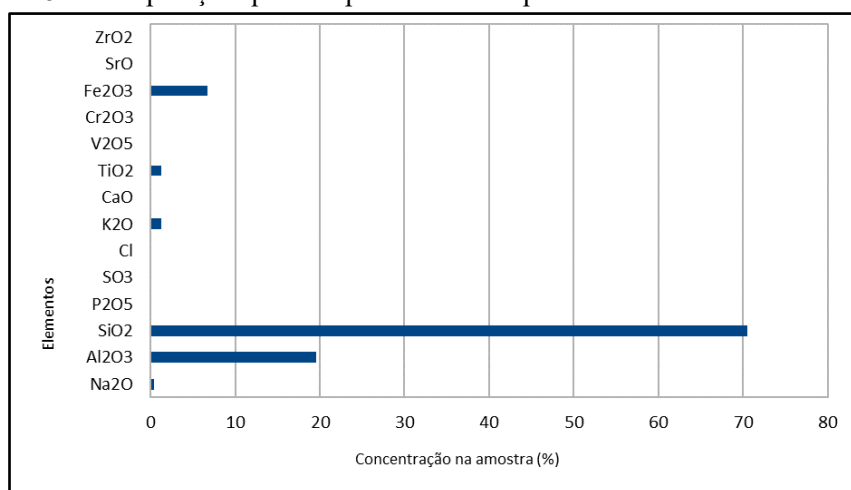
Fonte: Autor.

A presença desses óxidos é ratificada pelas análises semiquantitativas de fluorescência de raios – X (FRX), que apontaram, em todas as alíquotas de solo analisadas, nos horizontes do perfil - P2-H1 (Figura 51), P2-H2 (Figura 52), P2-H3 (Figura 53) e P2-H4 (Figura 54), uma grande concentração de sílica, alumina, óxido de ferro, óxido de potássio e óxido de titânio em sua composição, sendo respectivamente em média 65,40%, 24,07%, 7,02%, 1,68% e 1,09%.

A sílica, representada pelo teor de óxido de silício, é o componente de maior expressividade, sendo responsável por mais da metade da composição das alíquotas de solo analisadas. O quartzo é segundo mineral mais abundante na litosfera (MELO; ALLEONI, 2009b) e os filossilicatos possuem em sua constituição básica o silício, como as leituras de DRX indicaram a presença deles em todo o perfil é possível inferir uma correlação entre esses dados e os elevados teores de óxidos de silício.

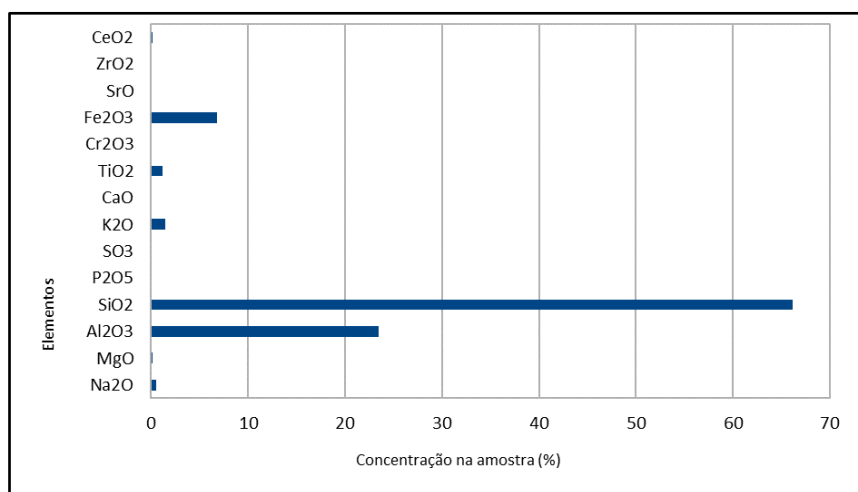
O teores de óxido de alumínio e de ferro são resultado da dissolução dos minerais em solos ácidos e intemperizados de zonas quentes e úmidas, que permanecem por sem compostos menos solúveis (BRADY; WEIL, 2009; MELO; ALLEONI, 2009b; PRADO, 2008). Na análise da mineralogia do terço médio das vertentes a discussão sobre os óxidos é mais aprofundada e relacionada à característica natural dos latossolos na região.

Figura 51: Composição química presente na alíquota de solo do horizonte P2-H1.



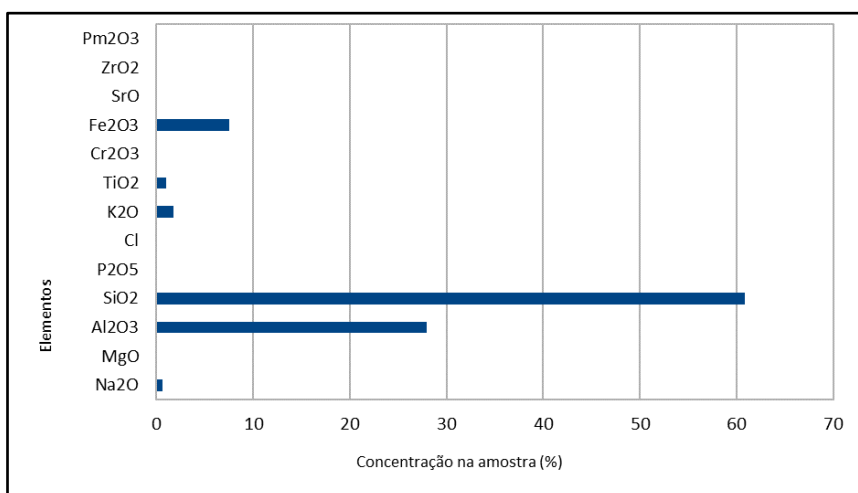
Fonte: Autor.

Figura 52: Composição química presente na alíquota de solo do horizonte P2-H2.



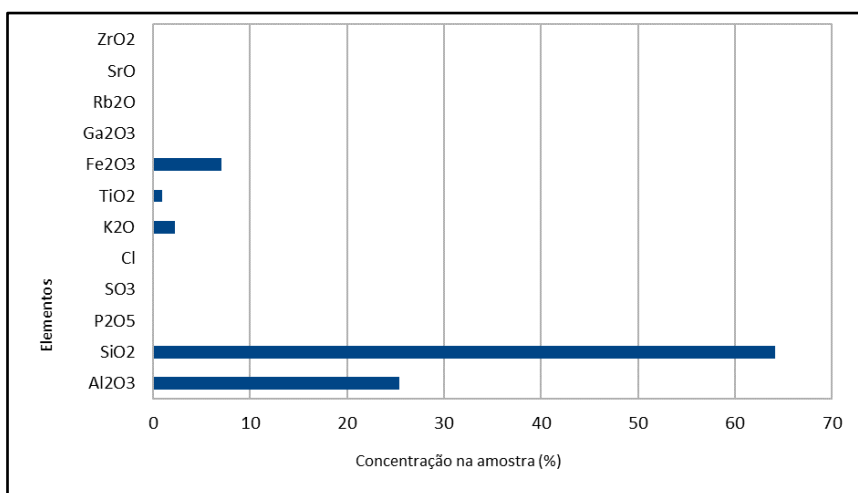
Fonte: Autor.

Figura 53: Composição química presente na alíquota de solo do horizonte P2-H3.



Fonte: Autor.

Figura 54: Composição química presente na alíquota de solo do horizonte P2-H4.



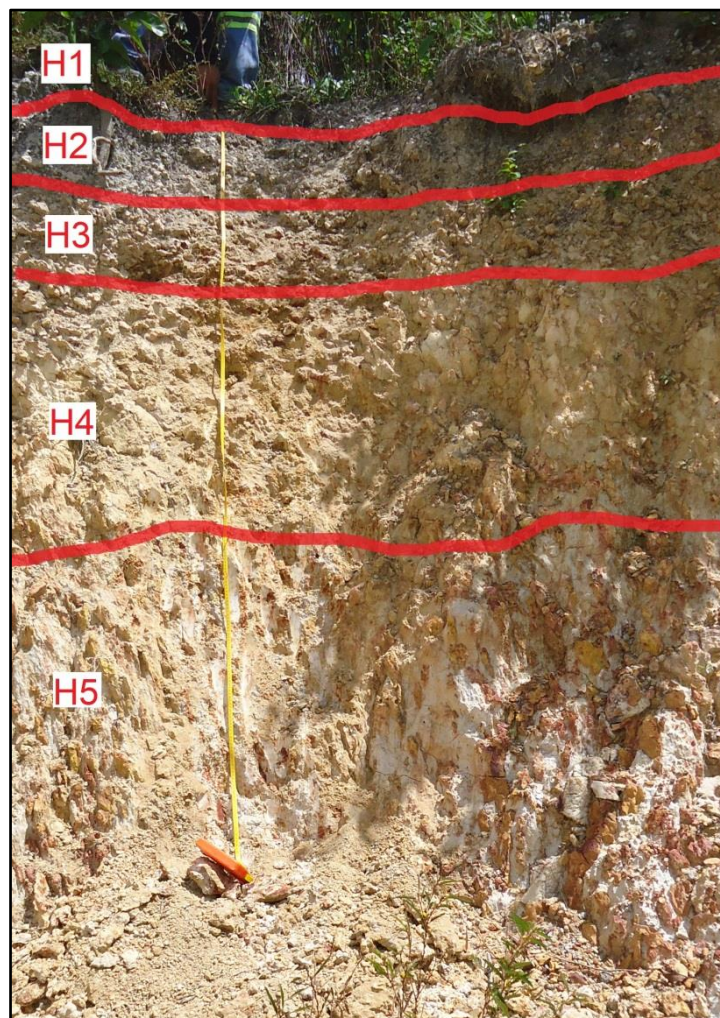
Fonte: Autor.

8.1.2 Terço médio das vertentes

8.1.2.1 Descrição morfológica do terço médio das vertentes

Os perfis do terço médio das vertentes não apresentaram um matiz único de cor, no entanto, é bem comum a ocorrência de petroplintitas que se estendem dos horizontes superficiais aos subsuperficiais. O perfil P5 está situado em uma altitude de aproximadamente 20 metros e possui horizonte com cores concentradas no matiz amarelo (Figura 55) com profundidade de mais de 300 cm, conforme descrição morfológica (Tabela 18).

Figura 55: Perfil P5 de solo na feição terço médio com identificação dos horizontes (H).



Fonte: Autor.

Tabela 18: Atributos da descrição morfológica do perfil P5 em cada horizonte (H).

| Perfil - Horizonte | Profundidade | Cor Munsell | Textura | Estrutura | | | Consistência seca | Consistência úmida | Consistência molhada | Transição |
|--------------------|---------------|-------------|----------|---------------------|----------------|----------|-------------------|--------------------|----------------------------------|-----------------|
| | | | | Forma | Tamanho | Grau | | | | |
| P5-H1 | 0 – 11 cm | 2.5Y 3/2 | média | granular | pequena | fraca | macia | friável | plástica e ligeiramente pegajosa | gradual e plana |
| P5-H2 | 11 – 55 cm | 10YR 5/4 | arenosa | blocos subangulares | pequena | moderada | macia | muito firme | plástica e não pegajosa | gradual e plana |
| P5-H3 | 55 – 87 cm | 2.5Y 5/4 | siltosa | blocos subangulares | médio a grande | moderada | muito dura | muito firme | plástica e muito pegajosa | gradual e plana |
| P5-H4 | 87 – 182 cm | 2.5Y 8/2 | argilosa | blocos angulares | médio a grande | moderada | macia | firme | plástica e muito pegajosa | gradual e plana |
| P5-H5 | 182 – 300 cm+ | 5Y 8/1 | argilosa | blocos angulares | médio | moderada | - | firme | muito plástica e muito pegajosa | - |

Fonte: Autor.

Descrição de cores e volumes:

- P5-H1: Bruno-acinzentado muito escuro (2.5Y 3/2).
- P5-H2: Bruno-amarelado (10YR 5/4), com ocorrência de petroplintitas de cor vermelho-acinzentado (10R 4/4) em quantidade abundante, tamanho grande e contraste proeminente
- P5-H3: Bruno-oliváceo-claro (2.5Y 5/4), com ocorrência de petroplintitas de cor bruno-avermelhado-escuro (2.5YR 2.5/4), abundante, grande e proeminente.
- P5-H4: Amarelo-claro-acinzentado (2.5Y 8/2), mosqueados de cor amarelo (10YR 7/8), abundante, grande e proeminente; e volume de plintitas vermelho (10YR 7/8), abundante, grande e proeminente.
- P5-H5: Branco (5Y 8/1), com volumes de plintita de cor vermelho (10R 4/6), abundante, grande e proeminente; e volume de mosqueados de cor amarelo-avermelhado (7.5YR 6/8), abundante, grande e proeminente.

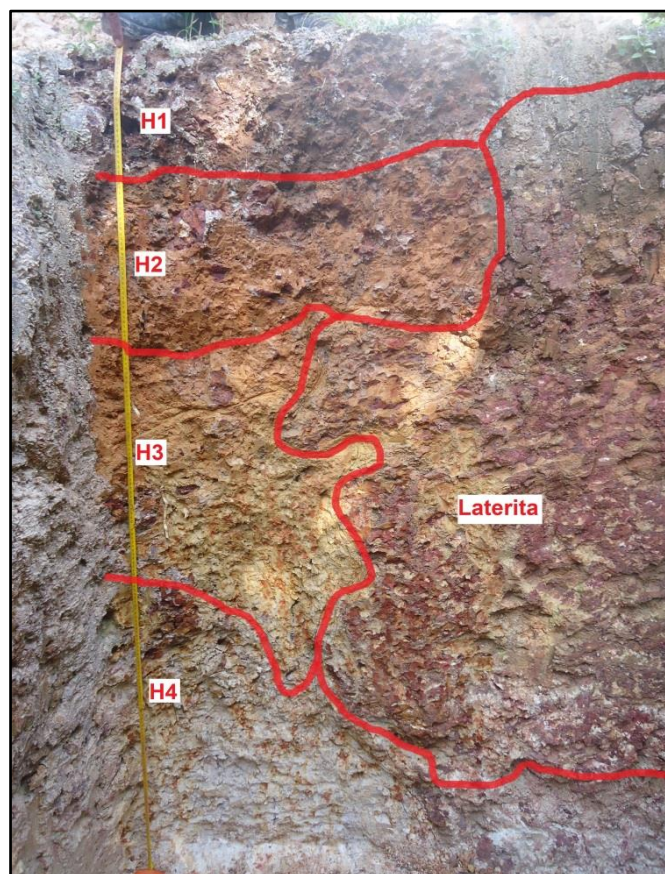
O perfil P7 está situado a aproximadamente 10 metros acima do nível do mar, seu horizonte mais superficial foi decapitado devido a intervenções urbanas, neste perfil foram registradas as petroplintitas em quantidade abundante com tamanho grande (até 150cm) (Figura 56) e profundidade de mais de 204 cm, conforme descrição morfológica (Tabela 19).

Tabela 19: Atributos da descrição morfológica do perfil P7 em cada horizonte (H).

| Perfil - Horizonte | Profundidade | Cor Munsell | Textura | Estrutura | | | Consistência seca | Consistência úmida | Consistência molhada | Transição |
|--------------------|---------------|-------------|----------|---------------------|----------------|----------|-------------------|--------------------|---------------------------------|-------------------|
| | | | | Forma | Tamanho | Grau | | | | |
| P7-H1 | 0 – 36 cm | 7.5 YR 3/2 | arenosa | granular | pequena | fraca | dura | firme | plástica e pegajosa | gradual e sinuosa |
| P7-H2 | 36 – 86 cm | 7.5 YR 6/8 | siltosa | blocos subangulares | pequena | moderada | dura | firme | muito plástica e muito pegajosa | gradual e sinuosa |
| P7-H3 | 72 – 171 cm | 2.5Y 7/6 | argilosa | blocos angulares | médio a grande | moderada | - | firme | muito plástica e muito pegajosa | clara e irregular |
| P7-H4 | 128 – 204 cm+ | 2.5Y 8/1 | argilosa | blocos subangulares | médio | moderada | - | friável | plástica e pegajosa | - |

Fonte: Autor.

Figura 56: Perfil P7 de solo na feição terço superior com identificação dos horizontes (H).



Fonte: Autor.

Descrição de cores e volumes:

- P7-H1: Bruno escuro (7.5 YR 3/2), com volume de petroplintitas de cor vermelho (2.5YR 4/8), em quantidade abundante, tamanho grande e contraste distinto.
- P7-H2: Amarelo-avermelhado (7.5 YR 6/8), com volume de petroplintita

s de cor vermelho muito escuro-acinzentado (10R 2.5/2), abundante, grande e proeminente.

- P7-H3: Amarelo (2.5Y 7/6), com volume de petroplintitas de cor vermelho muito escuro-acinzentado (10R 2.5/2), abundante, grande e proeminente; volume de mosqueados de cor vermelho (10R 4/8), abundante, grande e proeminente.

- P7-H4: Branco (2.5Y 8/1), com volume de petroplintitas de cor vermelho muito escuro-acinzentado (10R 2.5/2), abundante, grande e proeminente; volume de mosqueados de cor vermelho (10R 4/8), abundante, grande e proeminente; e volume de mosqueados de cor amarelo (2.5Y 8/6), abundante, grande e proeminente, também a ocorrência de quartzo alterado (Figura 57).

Figura 57: Quartzo alterado encontrado no horizonte P7-H4.



Fonte: Autor.

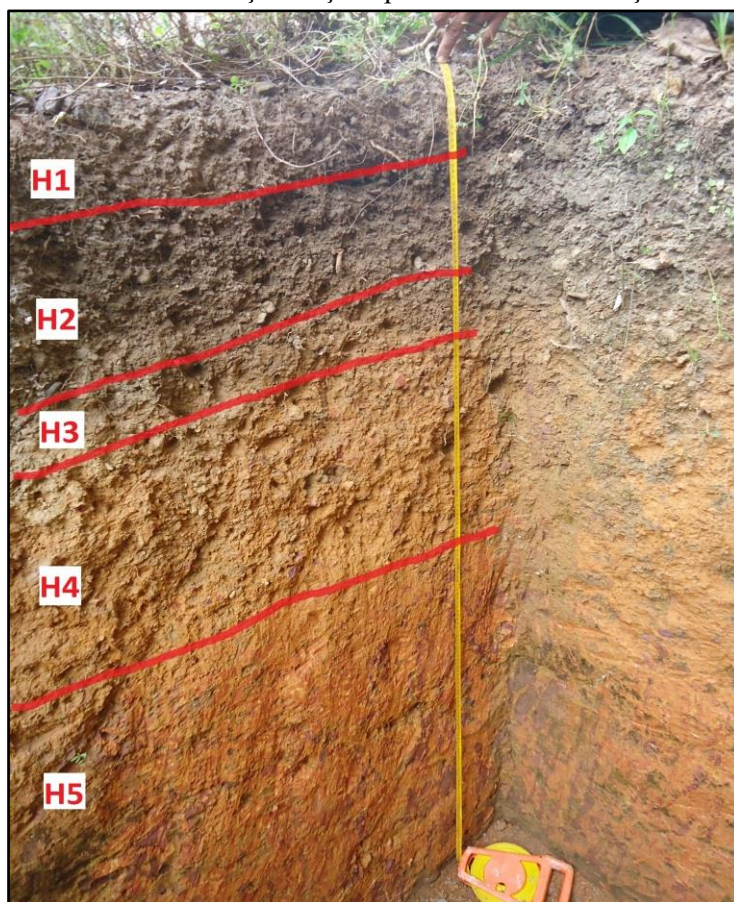
No perfil P8, situado a aproximadamente 30 metros acima do nível do mar, a cor do matiz predominante é o vermelho-amarelo (Figura 58), com ocorrência de petroplintitas e plintitas. A profundidade do perfil é de mais de 175 cm, conforme descrição morfológica (Tabela 20).

Tabela 20: Atributos da descrição morfológica do perfil P8 em cada horizonte (H).

| Perfil - Horizonte | Profundidade | Cor Munsell | Textura | Estrutura | | | Consistência seca | Consistência úmida | Consistência molhada | Transição |
|--------------------|--------------|-------------|----------|---------------------|----------------|----------|-------------------|--------------------|---|-----------------|
| | | | | Forma | Tamanho | Grau | | | | |
| P8-H1 | 0 – 17 cm | 2.5Y 4/2 | média | granular | pequena | fraca | solta | muito friável | ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa | gradual e plana |
| P8-H2 | 17 – 33 cm | 10YR 3/4 | média | blocos subangulares | pequena | moderada | macia | friável | plástica e pegajosa | clara e plana |
| P8-H3 | 33 – 43 cm | 10YR 2/3 | argilosa | blocos subangulares | pequena | moderada | macia | friável | plástica e pegajosa | clara e plana |
| P8-H4 | 43 – 86 cm | 7.5 YR 6/6 | argiloso | blocos subangulares | médio a grande | moderada | dura | muito firme | muito plástica e muito pegajosa | gradual e plana |
| P8-H5 | 86 – 175 cm+ | variiegada | argiloso | blocos subangulares | médio a grande | moderada | - | firme | muito plástica e muito pegajosa | - |

Fonte: Autor.

Figura 58: Perfil P8 de solo na feição terço superior com identificação dos horizontes (H).



Fonte: Autor.

Descrição de cores e volumes:

- P8-H1: Bruno-acinzentado-escuro (2.5Y 4/2), com volume de petroplintitas de cor cinzento-azulado-escuro (Gley2 3/5PB), em quantidade abundante, tamanho médio e contraste proeminente.
- P8-H2: Bruno muito escuro (10YR 3/4), com volumes de petroplintitas de cor bruno-escuro (7.5 YR 3/4), abundante, grande e proeminente.
- P8-H3: Bruno-amarelado-escuro (10YR 2/3), com volumes de petroplintitas de cor bruno-escuro (7.5 YR 3/4), abundante, grande e proeminente.
- P8-H4: Amarelo-avermelhado (7.5 YR 6/6), com volumes de petroplintitas de cor bruno-escuro (7.5 YR 3/4), abundante, grande e proeminente.
- P8-H5: Variegado, com volume de mosqueados de cor vermelho (2.5YR 4/8), em quantidade abundante, tamanho grande e contraste proeminente; volume de mosqueados de cor bruno-forte (7.5YR 5/8), abundante, grande e proeminente; e plintitas de cor bruno-escuro (7.5 YR 3/4), abundante, grande e proeminente.

Os solos dos terços médios das vertentes, possuem cores semelhantes às encontradas nos solos do terço superior, com cores de matizes variando entre vermelho-amarelo (YR) e amarelo (Y), desta forma, é possível inferir por medida indireta a concentração de teores de óxidos de ferro, em específico de goethita e de lepidocrocita nos nódulos e mosqueados (KER et al., 2015). Esses solos também apresentaram uma maior concentração de petroplintitas que se estendem dos horizontes superficiais até aos mais profundos. A profundidade dos solos é superior a 200 cm e isso, segundo EMBRAPA (2018), os classifica como muito profundos, de igual forma já descritos nos solos do terço superior das vertentes.

9.1.2.2 Granulometria do terço médio das vertentes

Nos perfis P5, P7 e P8 a análise granulométrica (Tabelas 21, 22 e 23) revelou uma concentração proeminente de areia (>50%) no horizonte superficial de cada perfil. A profundidade desses perfis é acompanhada de um acréscimo de frações mais finas, principalmente de argila, nos horizontes intermediários (Figuras 59). Semelhantemente ao ocorrido nos horizontes do terço superior da vertente (P2 e P6), os perfis P5 e P8 também apresentaram margem de erro superior de até 8,5% para mais ou para menos.

Tabela 21: Frações de partículas do solo referente ao perfil P5.

| Perfil - Horizonte | Profundidade | Areia | Silte | Argila | Grupamento textural |
|--------------------|---------------|-------|-------|--------|---------------------|
| P5-H1 | 0 – 11 cm | 52,3 | 18,4 | 27,1 | Média |
| P5-H2 | 11 – 55 cm | 30,8 | 18,1 | 47,9 | Argilosa |
| P5-H3 | 55 – 87 cm | 19,5 | 36,9 | 39,3 | Argilosa |
| P5-H4* | 87 – 182 cm | 15,6 | 45,2 | 30,7 | Argilosa |
| P5-H5 | 182 – 300 cm+ | 20,2 | 66 | 13,8 | Média |

* Até 8,5% de margem de erro para mais e para menos

Fonte: Autor.

Tabela 22: Frações de partículas do solo referente ao perfil P7.

| Perfil - Horizonte | Profundidade | Areia | Silte | Argila | Grupamento textural |
|--------------------|---------------|-------|-------|--------|---------------------|
| P7-H1 | 0 – 36 cm | 52,4 | 17,2 | 26,3 | Média |
| P7-H2 | 36 – 86 cm | 26,9 | 22,4 | 49,7 | Argilosa |
| P7-H3 | 72 – 171 cm | 32,8 | 25,2 | 45,2 | Argilosa |
| P7-H4 | 128 – 204 cm+ | 49,4 | 32,7 | 19,7 | Média |

Fonte: Autor.

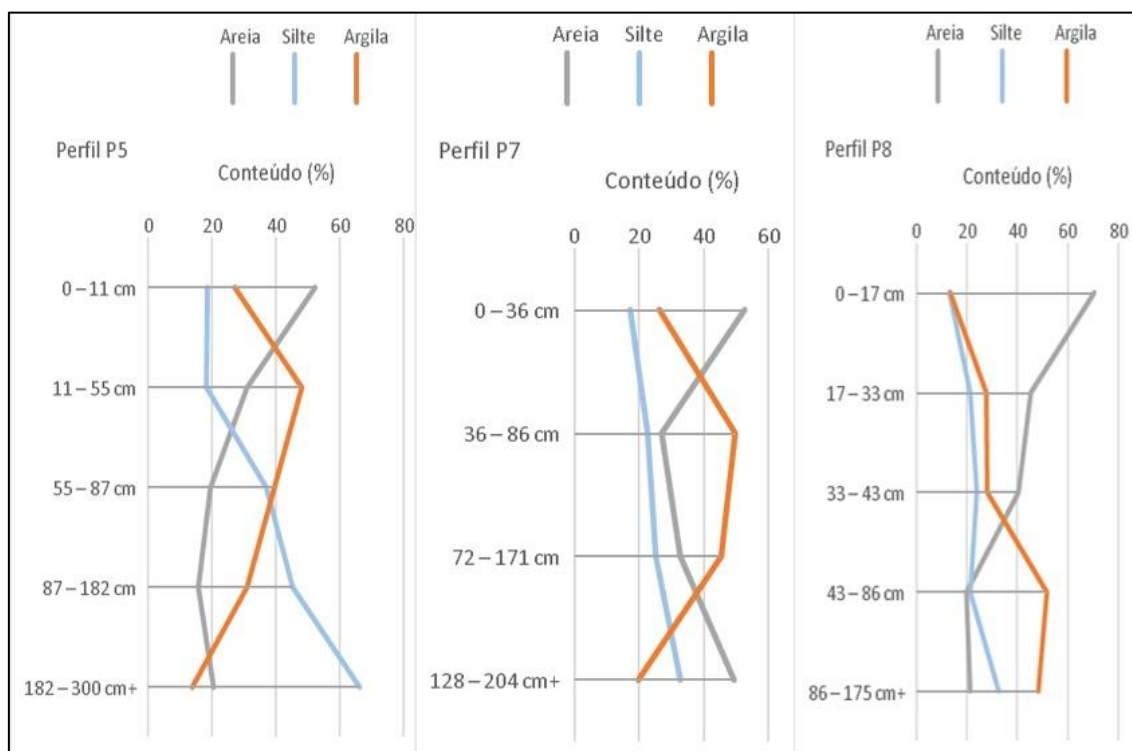
Tabela 23: Frações de partículas do solo referente ao perfil P8.

| Perfil - Horizonte | Profundidade | Areia | Silte | Argila | Grupamento textural |
|--------------------|--------------|-------|-------|--------|---------------------|
| P8-H1 | 0 – 17 cm | 70,4 | 13 | 13,5 | Média |
| P8-H2* | 17 – 33 cm | 45,3 | 21,4 | 27,7 | Média |
| P8-H3* | 33 – 43 cm | 40,3 | 23,8 | 27,9 | Argilosa |
| P8-H4* | 43 – 86 cm | 19,9 | 21,3 | 51,5 | Argilosa |
| P8-H5 | 86 – 175 cm+ | 21,4 | 32,6 | 48,2 | Argilosa |

* Até 8,5% de margem de erro para mais e para menos

Fonte: Autor.

Figura 59: Gráfico de evolução das frações de partículas do solo nos perfis P5, P7 e P8.



Fonte: Autor.

Os agregados formados por formas de alumínio, chamados de pseudo-siltes, e que se somam aos teores de silte (FERREIRA, 2010), também podem exercer influência na textura dos solos das vertentes. Esses solos apresentaram textura argilosa e média, porém podem ser considerados argilosos devido ao predomínio da primeira, desta forma, poderá exercer elevada influência na capacidade de troca catiônica (CTC) e capacidade para retenção de poluentes (KER et al., 2015). Novamente, chama-se atenção para o fato dessas propriedades não serem suficientes para dar respostas consistentes por si só, sendo necessário considerar a superfície de área específica das partículas e os aspectos químicos do solo.

8.1.2.3 Química do solo do terço médio das vertentes

Os solos dos terços médios das vertentes, representados pelos perfis P5, P7 e P8 demonstraram algumas características distintas (Tabela 24, 25 e 26). Os perfis P5 e P7 apresentaram maior adsorção de cátions básicos no horizonte superficial em comparação ao mesmo horizonte para P8, porém nos três perfis o cátion de maior teor na solução do solo foi o cálcio, principalmente no perfil P7, cujos teores variaram de 65

cmolc/kg a 16 cmolc/kg. Essa peculiaridade em P7 também refletiu no teor de Al^{3+} em solução que chegou a teores inferiores a 1 cmolc/kg. O cálcio e o magnésio são cátions dominantes em solos neutros ou com pouca acidez e quando isso ocorre os teores de alumínio diminuem consideravelmente (LEPSCH, 2011).

Tabela 24: Matéria orgânica, bases trocáveis e a CTC do perfil P5.

| Profundidade do perfil | Atributos (unidades) | | | | | | | | | | |
|---------------------------|----------------------------|--------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|--------------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------|-------|
| | M.O. (g.kg ⁻¹) | Fósforo (mg.kg ⁻¹) | Potássio (mmolc/kg ⁻¹) | Cálcio (mmolc/kg ⁻¹) | Magnésio (mmolc/kg ⁻¹) | Alumínio (mmolc/kg ⁻¹) | H+Al (mmolc/kg ⁻¹) | SB (mmolc/kg ⁻¹) | CTC (mmolc/kg ⁻¹) | V (%) | m (%) |
| 0 – 11 cm | 54 | 7 | 1,1 | 16 | 13 | 9 | 88 | 30,1 | 118,1 | 25 | 23 |
| 11 – 55 cm | 16 | 2 | 0,5 | 2 | 5 | 14 | 34 | 7,5 | 41,5 | 18 | 65 |
| 55 – 87 cm | 6 | 1 | 0,3 | <1 | 3 | 17 | 38 | 3,3 | 41,3 | 8 | 84 |
| 87 – 182 cm | 4 | 1 | 0,3 | <1 | 2 | 22 | 36 | 2,3 | 38,3 | 6 | 91 |
| 182 – 300 cm ⁺ | 2 | 1 | 0,3 | 1 | 1 | 30 | 42 | 2,3 | 44,3 | 5 | 93 |

Fonte: Autor.

Tabela 25: Matéria orgânica, bases trocáveis e a CTC do perfil P7.

| Profundidade do perfil | Atributos (unidades) | | | | | | | | | | |
|---------------------------|----------------------------|--------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|--------------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------|-------|
| | M.O. (g.kg ⁻¹) | Fósforo (mg.kg ⁻¹) | Potássio (mmolc/kg ⁻¹) | Cálcio (mmolc/kg ⁻¹) | Magnésio (mmolc/kg ⁻¹) | Alumínio (mmolc/kg ⁻¹) | H+Al (mmolc/kg ⁻¹) | SB (mmolc/kg ⁻¹) | CTC (mmolc/kg ⁻¹) | V (%) | m (%) |
| 0 – 36 cm | 19 | 198 | 2,7 | 65 | 5 | <1 | 5 | 72,7 | 77,7 | 94 | 0 |
| 36 – 86 cm | 1 | 5 | 7,2 | 31 | 3 | <1 | 12 | 41,2 | 53,2 | 77 | 0 |
| 72 – 171 cm | 1 | 4 | 6 | 22 | 3 | <1 | 14 | 31 | 45 | 69 | 0 |
| 128 – 204 cm ⁺ | <1 | 2 | 2 | 16 | 4 | <1 | 9 | 22 | 31 | 71 | 0 |

Fonte: Autor.

Tabela 26: Matéria orgânica, bases trocáveis e a CTC do perfil P8.

| Profundidade do perfil | Atributos (unidades) | | | | | | | | | | |
|--------------------------|----------------------------|--------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|--------------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------|-------|
| | M.O. (g.kg ⁻¹) | Fósforo (mg.kg ⁻¹) | Potássio (mmolc/kg ⁻¹) | Cálcio (mmolc/kg ⁻¹) | Magnésio (mmolc/kg ⁻¹) | Alumínio (mmolc/kg ⁻¹) | H+Al (mmolc/kg ⁻¹) | SB (mmolc/kg ⁻¹) | CTC (mmolc/kg ⁻¹) | V (%) | m (%) |
| 0 – 17 cm | 26 | 13 | 0,9 | 7 | 1 | 14 | 66 | 8,9 | 74,9 | 12 | 61 |
| 17 – 33 cm | 33 | 8 | 0,6 | 4 | 1 | 22 | 96 | 5,6 | 101,6 | 6 | 80 |
| 33 – 43 cm | 26 | 5 | 0,5 | 4 | <1 | 19 | 71 | 4,5 | 75,5 | 6 | 81 |
| 43 – 86 cm | 10 | 1 | 0,4 | 4 | <1 | 12 | 47 | 4,4 | 51,4 | 9 | 73 |
| 86 – 175 cm ⁺ | 3 | 1 | 0,6 | 9 | 2 | 4 | 28 | 11,6 | 39,6 | 29 | 26 |

Fonte: Autor.

Os perfis P5 e P8 possuem características de solos altamente intemperizados de clima quente e úmido, possuem baixos teores de cátions que são removidos pela lixiviação e acúmulo de Al^{3+} , o perfil P7 tem maiores teores de cátions básicos e menos de Al^{3+} (cátion ácido), como já citado anteriormente. Desta forma, a saturação por bases

(V%) caracteriza os solos dos perfis P5 e P8 como distróficos (< 50%) e com caráter alumínico do tipo álico (m% < 50%), o solo do perfil P7 como eutrófico (V% > 50%) e sem saturação por alumínio (EMBRAPA, 2013).

A capacidade de troca catiônica (CTC) para todos os perfis do terço médio das vertentes, conforme os resultados, é típica de solos tropicais sendo de argilas de baixa atividade (Tb) < 270 mmolc/kg (EMBRAPA, 2013), esses valores de CTC estão dentro dos valores teóricos de CTC a pH 7 para caulinita que é de 80 mmolc/kg (LEPSCH, 2011; MELO; ALLEONI, 2009a). Os horizontes que apresentaram valores superiores aos que são atribuídos teoricamente à caulinita podem estar ligados ao maior teor de matéria orgânica que aumenta a carga negativa no solo.

O pH H₂O dos perfis P5 e P8, segundo EMBRAPA (2018), se enquadram na classe de fortemente ácidos pois permanecem dentro do gradiente que varia de 4,3 a 5,3. Para o perfil P7 o pH H₂O sofreu alterações com o aumento da profundidade, os horizontes superficiais se enquadraram na classe de pH praticamente neutro (gradiente entre 6,6 e 7,3) e os horizontes subsuperficiais na classe de pH H₂O moderadamente ácido (gradiente entre 5,5 e 6,5) (Tabelas 27, 28 e 29). Apesar dos solos dos terços médios da vertente não apresentarem propriedades químicas semelhantes, na carga do solo inferida teoricamente por ΔpH (pH KCl - pH H₂O) o resultado foi de predomínio de cargas negativas em todos os perfil e horizontes.

Tabela 27: pH e carga do solo no perfil P5.

| Profundidade do perfil | pH H ₂ O | pH KCl | ΔpH (pH KCl - pH H ₂ O) |
|------------------------|---------------------|--------|---|
| 0 – 11 cm | 5,3 | 4,2 | -1,1 |
| 11 – 55 cm | 4,9 | 4 | -0,9 |
| 55 – 87 cm | 4,7 | 3,9 | -0,8 |
| 87 – 182 cm | 4,7 | 3,8 | -0,9 |
| 182 – 300 cm+ | 4,5 | 3,6 | -0,9 |

Fonte: Autor.

Tabela 28: pH e carga do solo no perfil P7.

| Profundidade do perfil | pH H ₂ O | pH KCl | ΔpH (pH KCl - pH H ₂ O) |
|------------------------|---------------------|--------|---|
| 0 – 36 cm | 7,2 | 6,9 | -0,3 |
| 36 – 86 cm | 6,8 | 5,9 | -0,9 |
| 72 – 171 cm | 6,3 | 5,6 | -0,7 |
| 128 – 204 cm+ | 5,9 | 5,2 | -0,7 |

Fonte: Autor.

Tabela 29: pH e carga do solo no perfil P8.

| Profundidade do perfil | pH H ₂ O | pH KCl | Δ pH (pH KCl - pH H ₂ O) |
|------------------------|---------------------|--------|---|
| 0 – 17 cm | 4,7 | 4 | -0,7 |
| 17 – 33 cm | 4,6 | 3,9 | -0,7 |
| 33 – 43 cm | 4,4 | 4 | -0,4 |
| 43 – 86 cm | 4,5 | 4 | -0,5 |
| 86 – 175 cm+ | 4,8 | 4,3 | -0,5 |

Fonte: Autor.

As inconsistências químicas apresentadas no perfil P7, comparado aos atributos das demais análises do solo da área de estudo, foram elucidadas a partir das informações obtidas em uma nova visita área, moradores relataram que no terreno funcionava uma granja e que todo o esterco e demais resíduos das atividades com as galinhas eram constantemente descartados no quintal onde as amostras foram coletadas.

O esterco de galinha é muito rico em nutrientes, com destaque para nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), destaca-se ainda que a alteração do pH saturação por bases e elevação dos teores de Ca e Mg são alguns dos efeitos da adição de esterco de galinha no solo (HIGASHIKAWA; SILVA; BETTIOL, 2010; JUNIOR et al., 2005). Acerca do feito no pH, esse tipo de adubo pode causar sua elevação e os teores de Ca e Mg serem superiores ao necessário para algumas espécies vegetais (DIKINYA; MUFWANZALA, 2010).

Na tabela 24, é possível estabelecer uma relação dos efeitos do esterco de galinha com os resultados, sobretudo ao analisarmos os elevados teores de P (198 mmolc/kg) no horizonte superficial, teores de Ca que variaram de 65 mmolc/kg a 16 mmolc/kg e superfície dos coloides com saturação por bases (V% >50%) nos primeiros horizontes, além do pH ter se aproximado do neutro.

Desta forma, apesar do perfil P7 não corresponder ao esperado, de certa forma foi importante para demonstrar a variação de carga do solo, indicando uma presença de argilas do grupo caulinita que é típica de solos altamente intemperizados. Portanto, os solos do terço médio das vertentes podem ser considerados fortemente ácidos (distróficos), álicos, com argilas de baixa atividade (Tb) e predomínio de cargas negativas.

8.1.2.4 Mineralogia do terço médio das vertentes

No terço médio das vertentes o perfil representativo escolhido para a leitura por difração de raios X (DRX) foi o P7. A leitura indicou pouca variação de argilominerais ao longo perfil (Figura 60); no horizonte P7-H1 (0 - 36 cm de profundidade) há a ocorrência apenas a caulinita, grupo mineral secundário 1:1; no horizonte P7-H2 (36 - 86 cm de profundidade) foi identificada a ocorrência de mica, grupo mineral secundário 2:1 e caulinita, no horizonte P7-H3 (72 - 171 cm de profundidade) foi identificada apenas a ocorrência de caulinita; e no horizonte P7-H4 (128 - 204 cm+ de profundidade) apenas clorita, mineral secundário 2:1.

A partir da morfologia dos picos nos difratogramas é possível inferir que no geral os argilominerais identificados são bem cristalizados, com destaque para a caulinita com a partícula de maior tamanho. Quando maior e mais estreito for o pico do difratograma, melhor será a cristalização e o tamanho da partícula, do contrário, quanto menor e mais largo o pico do difratograma pior será a cristalização e menor será o tamanho da partícula (RESENDE, 2005). No horizonte P7-H2, a leitura da DRX na amostra tratada com etilenoglicol não pode ser inserida no difratograma devida a um falhada durante o registro dos dados e que não pode ser percebida e corrigida a tempo, porém, é possível inferir os argilominerais presentes devido a presença do pico de mica e ausência do pico da caulinita no tratamento com aquecimento a 500 °C.

O perfil P7 possui mais tipos de óxidos nas profundidades de 0 cm a 86 cm e um decréscimo em profundidades a partir de 72 cm (Figura 61). No horizonte P7-H1 (0 - 36 cm de profundidade) há a ocorrência de gibbsita e de óxidos de ferro (goethita e ferrihidrita); no horizonte P7-H2 (36 - 86 cm de profundidade) a ocorrência de gibbsita, e de óxidos de ferro goethita e ferrihidrita); no horizonte P7-H3 (72 - 171 cm de profundidade) foi identificada apenas a ocorrência de gibbsita; e no horizonte P7-H4 (128 - 204 cm+ de profundidade) gibbsita; e de óxidos de ferro (lepidocrocita).

A goethita é o óxido de ferro mais comum e ocorre em quase todos os solos de forma isolada ou associada com outros óxidos onde quer que ocorra intemperismo intenso (SCHWERTMANN, 1958). A ferrihidrita é comum em ambientes onde o Fe (II) tem o crescimento dos cristais bloqueados ao oxidar na presença de matéria orgânica, podendo ocorrer frequentemente em associação com goethita e lepidocrocita e em ambientes onde sazonalmente há uma drenagem deficiente (BIGHAM; FITZPATRICK; SCHULZE, 2002). A lepidocrocita tem sua ocorrência associada,

geralmente, às acumulações redoximórficas provocadas pela drenagem imperfeita do solo o Fe (I) é mobilizado e a lepidocrocita se forma pela reoxidação dos compostos ferruginosos (BIGHAM; TUOVINEN; CALDWELL, 1985).

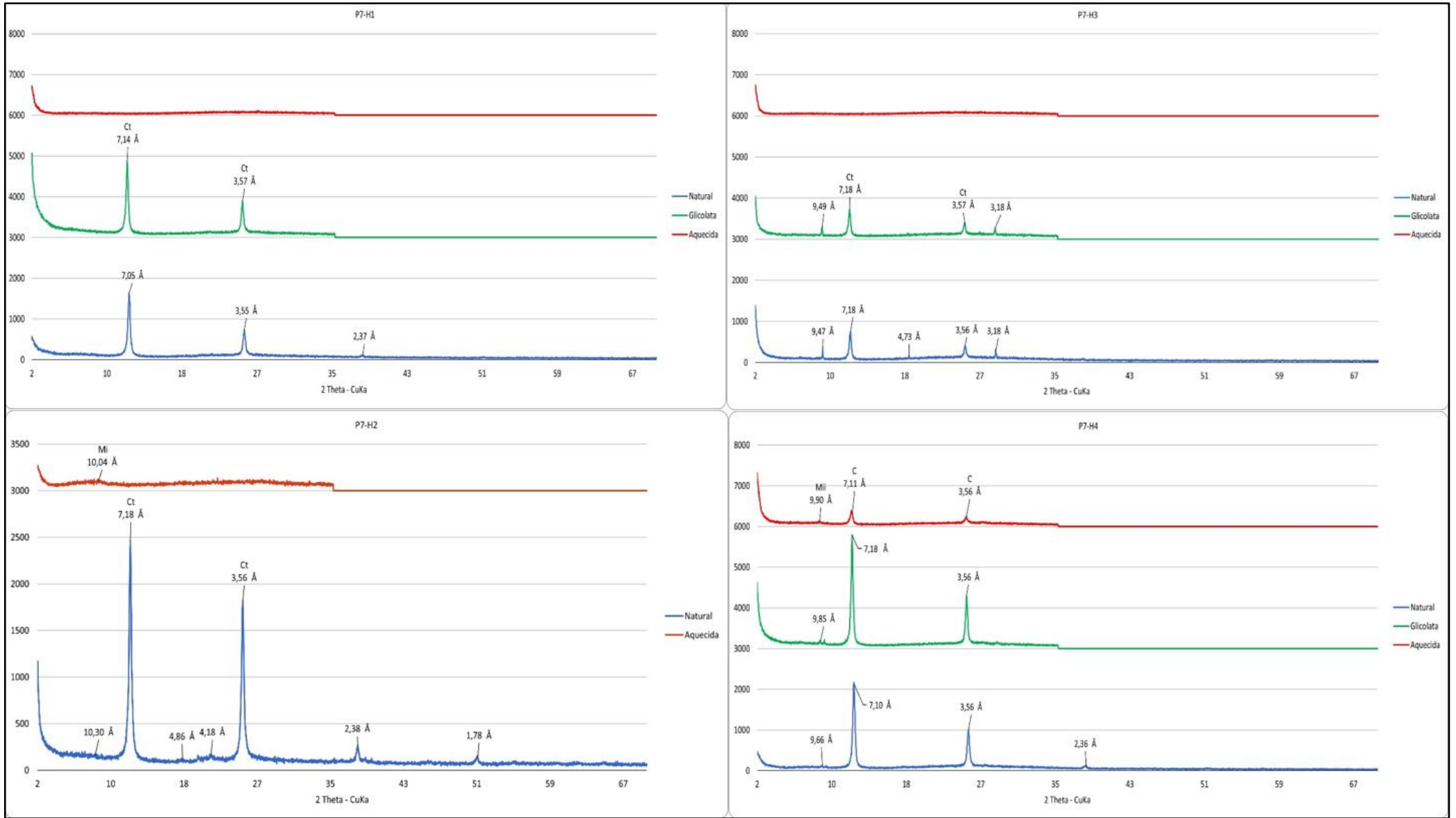
Na descrição morfológica dos perfis de solo deste setor do relevo, as cores, a partir da Carta de Munsell, já indicavam a presença dos óxidos de ferro, pois os matizes variaram entre vermelho-amarelo (YR) e amarelo (Y), permitindo inferir a partir dessas características uma concentração de teores de óxidos de ferro, em específico de goethita e de lepidocrocita nos nódulos e mosqueados resultados de acumulações redoximórficas (KER et al., 2015). Ao longo de todos os perfis do terço médio, ocorrem concentrações de plintitas e petroplintitas que são ricas em ferro e alumínio e resultam da segregação, mobilização, transporte e concentração final desses compostos (EMBRAPA, 2013).

A gibbsita ocorre, com mais frequência, em Latossolos das paisagens de terra firme nas regiões tropicais e subtropicais úmidas sujeitas ao intemperismo contínuo ao longo dos anos; nos Argissolos, principalmente a partir dos saprolitos intemperizados de rochas ígneas ou metamórficas em regiões de todos os climas; e em solos jovens formados de cinzas que se intemperizam rapidamente (HUANG et al., 2002). Nos Latossolos, a gibbsita é encontrada em associação com caulinita, goethita e hematita, embora também ocorram em horizontes gibbsíticos puros, mas são raros (MACEDO; BRYANT, 1987).

Em muitos perfis de Latossolo, a concentração de gibbsita é maior nos horizontes mais superficiais e diminui com a profundidade, mas na região amazônica horizontes caulíníticos costumam recobrir horizontes com concentração de gibbsita (LUCAS et al., 1993). Em relação a posição da paisagem a concentração de gibbsita aumenta nos setores mais elevados e bem drenados do relevo e diminui nos setores mais baixos e mal drenados (CURI; FRANZMEIER, 1984).

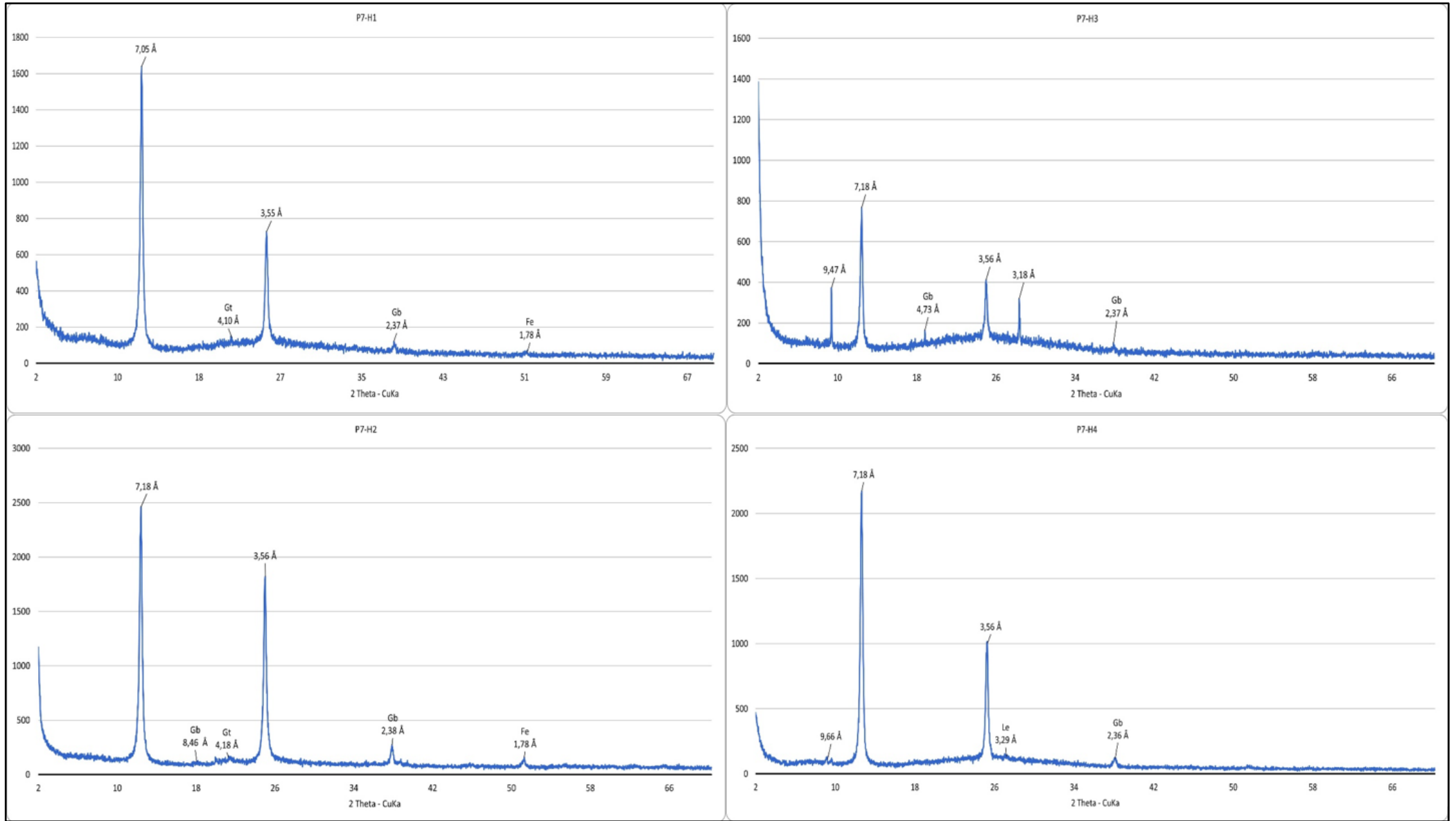
Na caracterização pedológica da área de estudo já havia sido apontada a ocorrência de Latossolos Amarelos distróficos em associação com Argissolos Vermelho-Amarelos plínticos e típicos, Argissolos Acinzentados distróficos e Latossolos Vermelhos típicos (IBGE, 2011). Uma das características dos Latossolos é que eles são solos altamente intemperizados de ambientes tropicais quentes e úmidos, os processos intempéricos atuantes promovem uma intensa remoção da sílica e produzindo um solo pobre em bases trocáveis e rico em óxidos de ferro e alumínio que por vezes envolvem as argilas caulíníticas (LEPSCH, 2011; OLIVEIRA, 2008).

Figura 60: Difratogramas dos horizontes P7-H1, P7-H2, P7-H3 e P7-H4. Mica (Mi), caulinita (Ct) e clorita (C).



Fonte: Autor.

Figura 61: Difratogramas dos horizontes P2-H1, P2-H2, P2-H3 e P2-H4. Gibbsita (Gb), goethita (Gt), ferrihidrita (Fe), lepidocrocita (Le).



Fonte: Autor.

Assim como terço superior, no terço médio das vertentes a presença da sílica também é evidenciada pelo teor de óxido de silício nas leituras de fluorescência de raios – X (FRX) que chega a ser em média de 63,86% nas alíquotas de solo analisadas do perfil P7 e de 61,55% nas alíquotas do perfil P8. Os teores de óxidos de alumínio corresponderam, em média, a 27,56% da composição da alíquota de solo do perfil P7 e a 21,02% da alíquota do perfil P8; os de óxido de ferro em média, respectivamente, a 27,56% da alíquota analisada do perfil P7 (Figuras 62, 63, 64 e 65) e a 21,02% da alíquota do perfil P8 (Figuras 66, 67, 68, 69 e 70).

A partir da concentração de desses elementos nas leituras de FRX e dos picos identificados na leitura de DRX é possível inferir uma relação com a presença significativa de silicatos de alumínio, evidenciando principalmente a ocorrência de argilas cauliníticas, e óxidos de ferro e alumínio em menor proporção.

Figura 62: Composição química presente na alíquota do horizonte P7-H1.

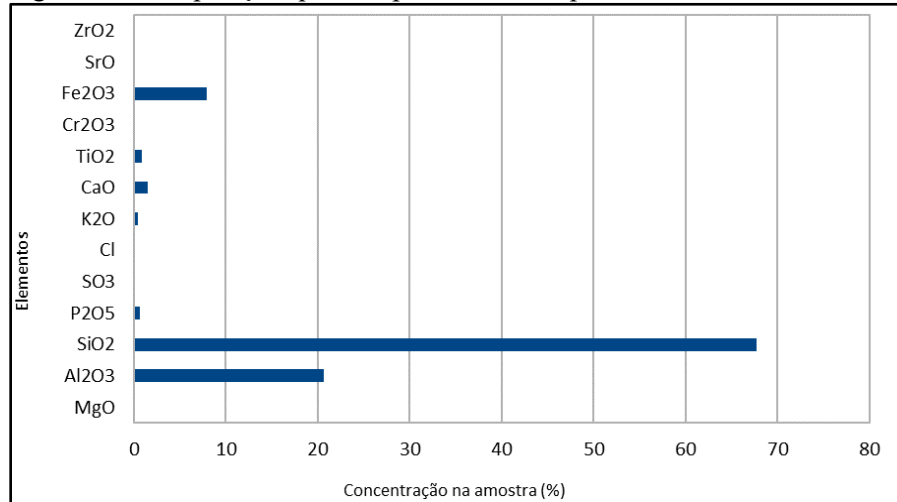


Figura 63: Composição química presente na alíquota do horizonte P7-H2.

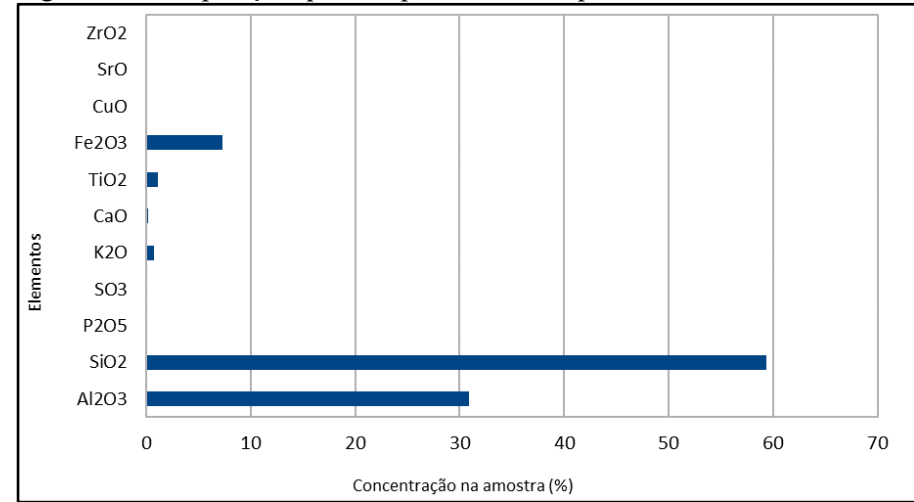


Figura 64: Composição química presente na alíquota do horizonte P7-H3.

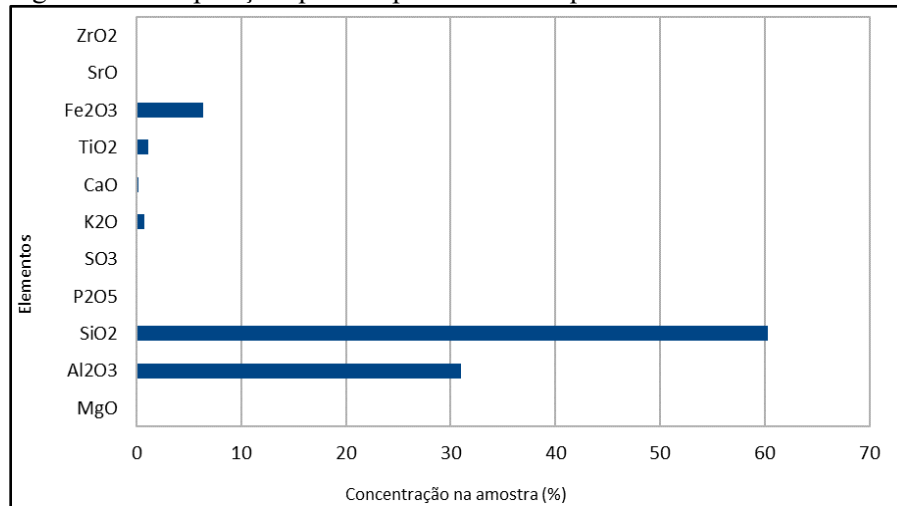


Figura 65: Composição química presente na alíquota do horizonte P7-H4.

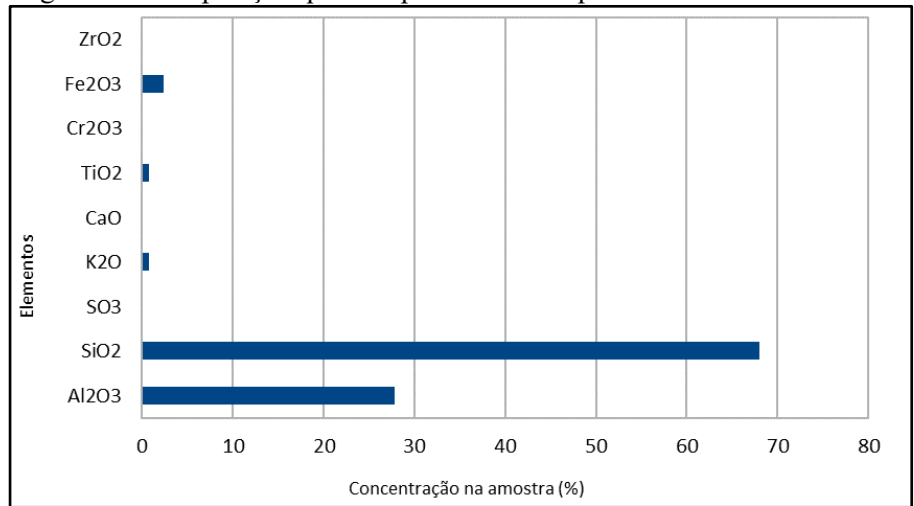


Figura 66: Composição química presente na alíquota do horizonte P8-H1.

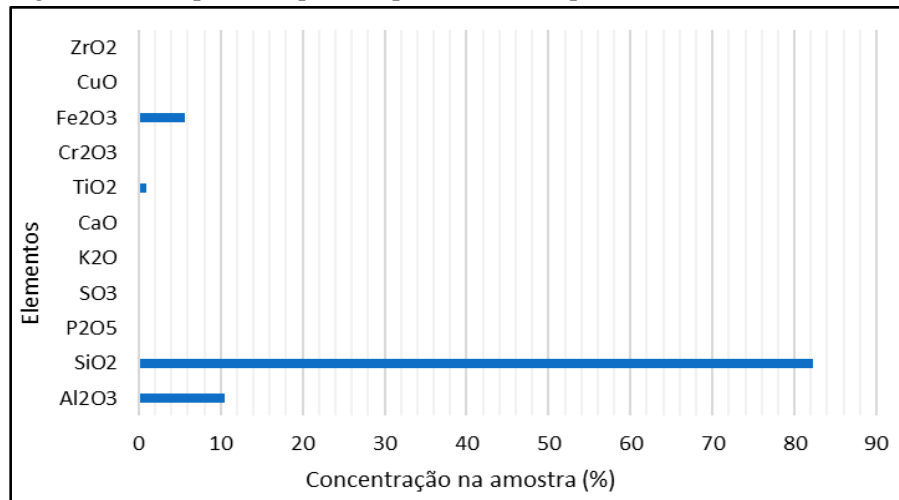


Figura 67: Composição química presente na alíquota do horizonte P8-H2.

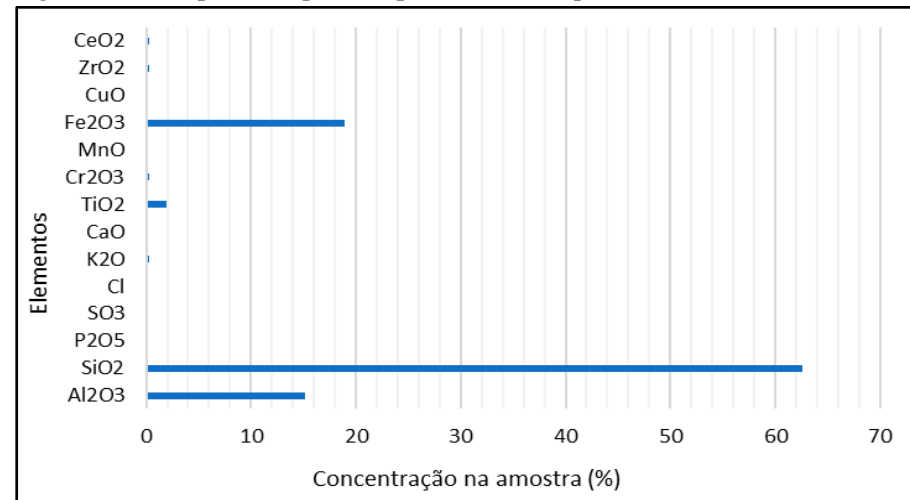


Figura 68: Composição química presente na alíquota do horizonte P8-H3.

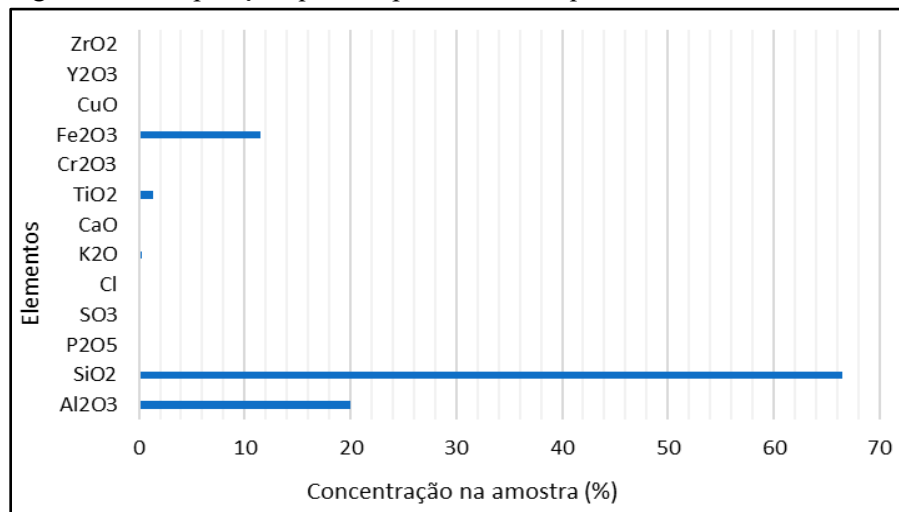


Figura 69: Composição química presente na alíquota do horizonte P8-H4.

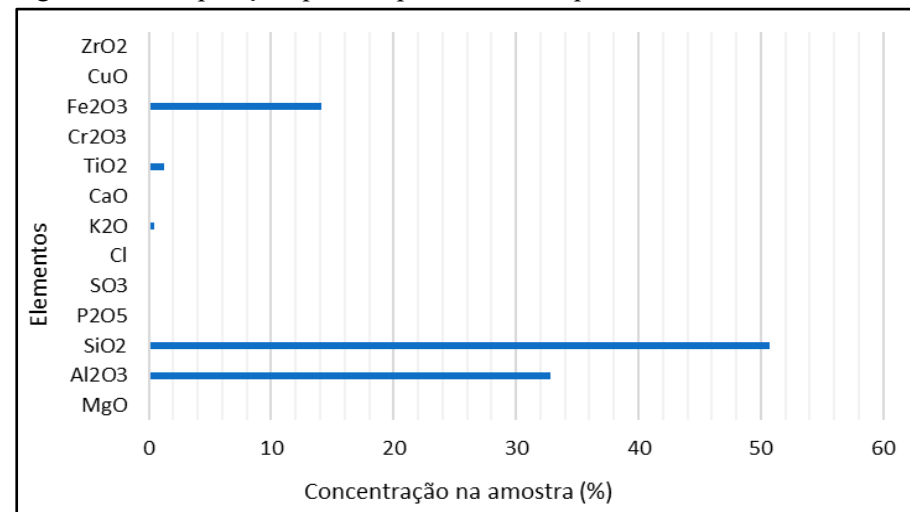
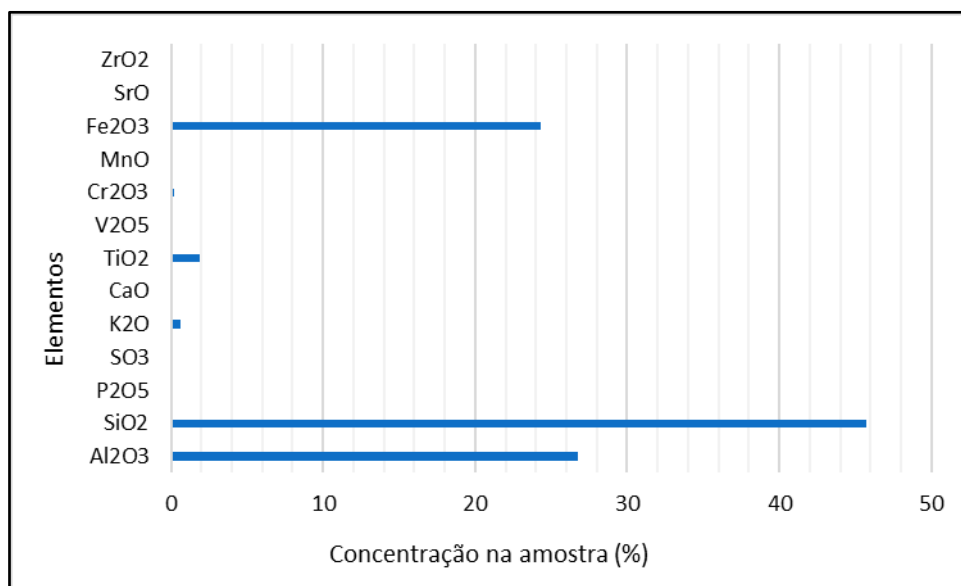


Figura 70: Composição química presente na alíquota do horizonte P8-H5.



8.1.3 Terço inferior das vertentes

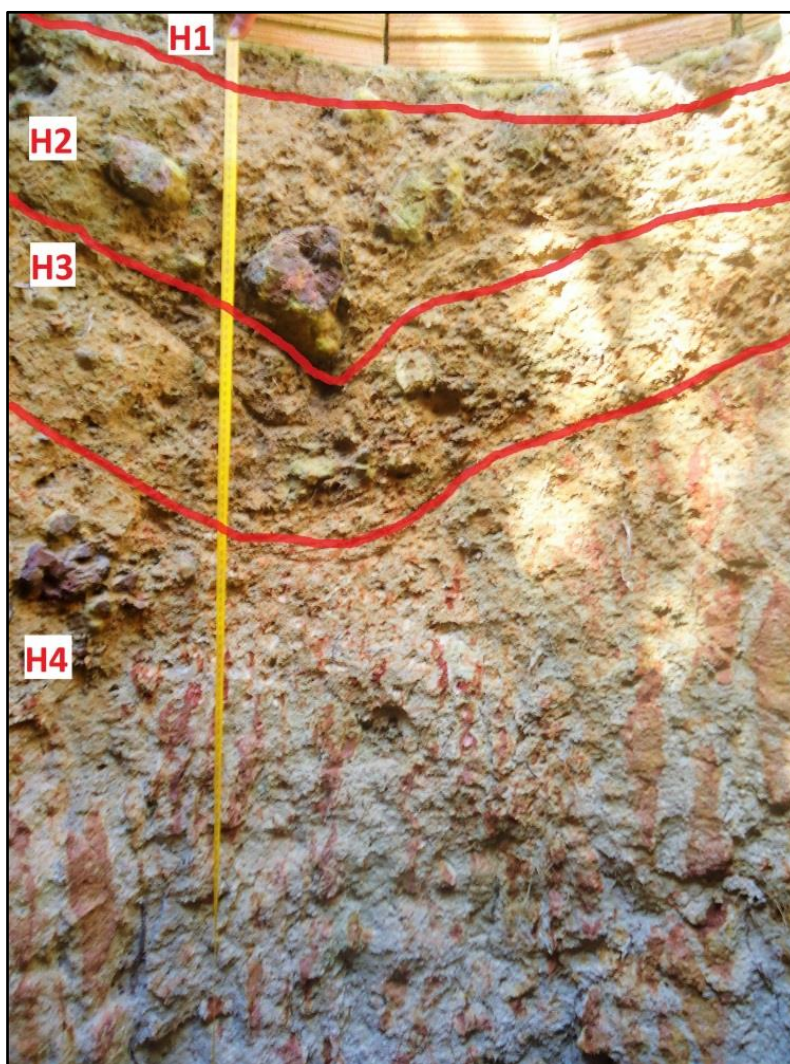
8.1.3.1 Descrição morfológica do terço inferior das vertentes

Como os terços inferiores das vertentes foram consideradas as feições com menos até 7 metros de altitude, estão incluídas aqui as áreas não inundáveis, as áreas inundáveis em grandes marés e as planícies fluviomarinhas.

Áreas não inundáveis

Possuem o nível freático próximo à superfície e são nelas que a população costuma abrir poços. O perfil P1 está situado a aproximadamente 7 metros do nível do mar, cor do matiz predominante é o vermelho-amarelo (Figura 71). Sua profundidade é superior a 100 cm, conforme descrição morfológica (Tabela 30), da superfície ao horizonte mais profundo o matiz evolui para amarelo com presença de mosqueados ferruginosos.

Figura 71: Perfil P1 de solo na feição terço inferior com identificação dos horizontes (H).



Fonte: Autor.

Tabela 30: Atributos da descrição morfológica do perfil P1 em cada horizonte (H).

| Perfil - Horizonte | Profundidade (cm) | Cor Munsell | Textura | Estrutura | | | Consistência seca | Consistência úmida | Consistência molhada | Transição |
|--------------------|-------------------|-------------|----------|---------------------|-----------------|----------|-------------------|--------------------|---|-------------------|
| | | | | Forma | Tamanho | Grau | | | | |
| P1-H1 | 0-6 | 10YR 4/2 | arenosa | blocos subangulares | pequena | fraca | macia | friável | não plástica e ligeiramente pegajosa | clara e plana |
| P1-H2 | 6-35 | 2.5YR 5/3 | arenosa | blocos angulares | pequena | fraca | macia | friável | ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa | gradual e sinuosa |
| P1-H3 | 35-57 | 2.5Y 6/4 | argilosa | blocos angulares | pequeno a médio | moderada | dura | firme | plástica e muito pegajosa | gradual e sinuosa |
| P1-H4 | 57-100+ | 2.5Y 7/2 | argilosa | blocos angulares | pequeno a médio | moderada | - | muito firme | muito plástica e muito pegajosa | - |

Fonte: Autor.

Descrição de cores e volumes:

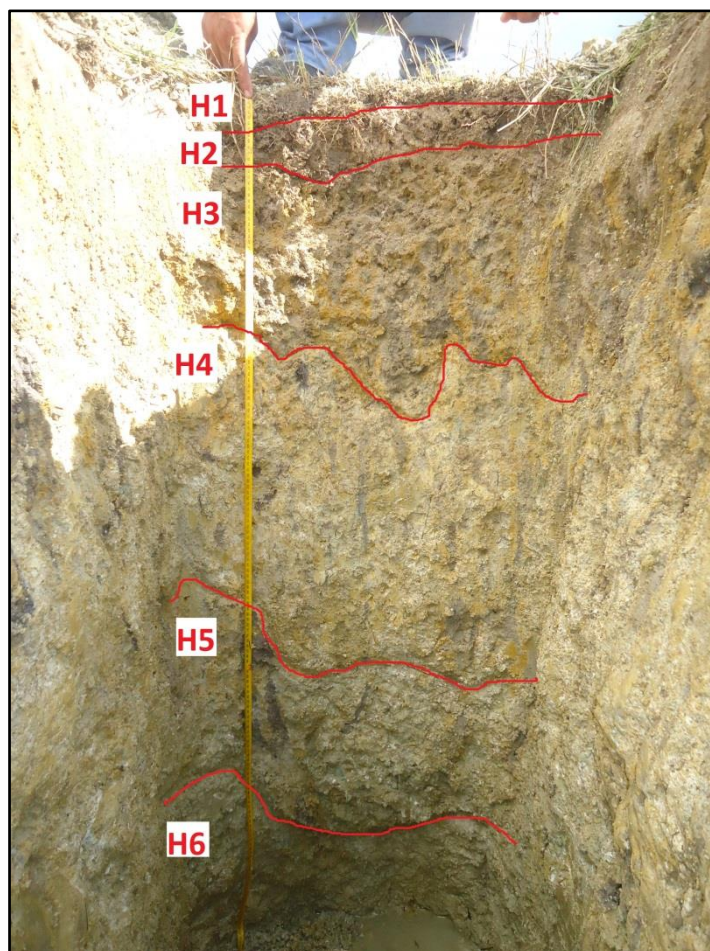
- P1-H1: Bruno acinzentado escuro (10YR 4/2), com volume de petroplintita de coloração bruno muito escuro (10YR 2/2), em quantidade abundante, tamanho pequeno e contraste difuso.
- P1-H2: Bruno avermelhado (2.5YR 5/3), com volume de petroplintita de cor vermelho-escuro (2.5YR 3/6), comum, grande e distinto.
- P1-H3: Bruno amarelo claro (2.5Y 6/4), com volume de petroplintita de pigmentação vermelho-escuro (2.5YR 3/6), abundante, grande e proeminente.
- P1-H4: Cinzento claro (2.5Y 7/2), com ocorrência de plintitas e mosqueados de cor vermelha (2.5YR 4/8), abundante, grande e proeminente.

A característica relacionada à cor segue a mesma tendência observada nos solos da paisagem à montante, predominando cores de matizes variando entre vermelho-amarelo (YR) e amarelo (Y) indicando a presença de óxido de ferro do tipo goethita, (KER et al., 2015). A presença de mosqueados nos horizontes mais subsuperficiais do perfil P1 pode indicar restrições no solo quanto à drenagem, neste caso, relacionadas ao nível freático que não é tão profundo, do qual iremos tratar mais adiante. Como resultado ocorre a oxidação de Fe^{2+} para Fe^{3+} e conseguinte precipitação em forma de mosqueados (WHITE; SILVA; DOURADO NETO, 2009), nas partes mais profundas do solo esses mosqueados estão dispostos em um fundo de cor branca ou cinza claro característico de presença de caulinita e sílica (KER et al., 2015; MELO; ALLEONI, 2009a).

Áreas inundáveis em grandes marés

Essas áreas correspondem aos apicuns e possuem o perfil mal drenado com mais diversidade de horizontes identificados. O perfil P3 está situado a aproximadamente 5 metros do nível do mar, cor do matiz predominante é o amarelo (Figura 71). Sua profundidade é superior a 170 cm, conforme descrição morfológica (Tabela 31), os horizontes possuem muitos mosqueados e um deles é glei.

Figura 72: Perfil P3 de solo na feição terço inferior com identificação dos horizontes (H).



Fonte: Autor.

Tabela 31: Atributos da descrição morfológica do perfil P3 em cada horizonte (H).

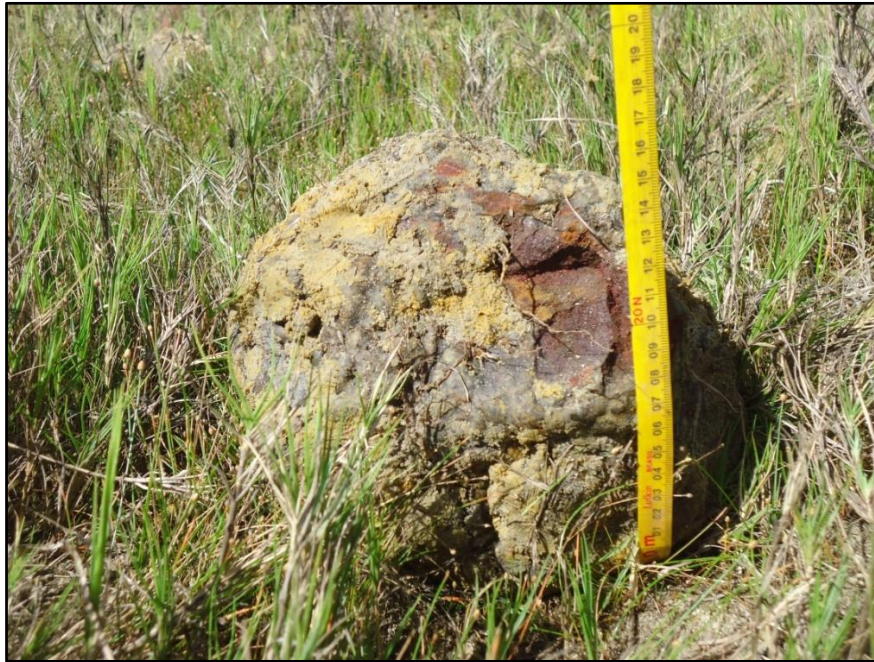
| Perfil - Horizonte | Profundidade (cm) | Cor Munsell | Textura | Estrutura | | | Consistência seca | Consistência úmida | Consistência molhada | Transição |
|--------------------|-------------------|-------------|----------------|---------------------|-----------------|----------|-------------------|--------------------|---------------------------------|---------------------|
| | | | | Forma | Tamanho | Grau | | | | |
| P3-H1 | 0 – 6 | 5Y 3/2 | arenosa | granular | pequena | fraca | solta | firme | plástica e pegajosa | abrupta e sinuosa |
| P3-H2 | 5 – 13 | 2.5Y 6/3 | arenosa | granular | pequeno a médio | fraca | solta | solta | não plástica e não pegajosa | abrupta e sinuosa |
| P3-H3 | 10 – 55 | variegada | variada | blocos subangulares | médio a grande | moderada | muito dura | muito firme | plástica e pegajosa | abrupta e irregular |
| P3-H4 | 44 – 105 | 5Y 7/2 | argilosa | blocos subangulares | médio a grande | forte | - | muito firme | muito plástica e muito pegajosa | gradual e sinuosa |
| P3-H5 | 100 – 140 | Gley1 6/5GY | argilosa | laminar | médio | forte | - | muito firme | muito plástica e muito pegajosa | gradual e irregular |
| P3-H6 | 120 – 170 + | 5Y 6/2 | muito argilosa | laminar | médio | forte | - | muito firme | muito plástica e muito pegajosa | - |

Fonte: Autor.

Descrição de cores e volumes:

- P3-H1: Cinzento-oliváceo-escuro (5Y 3/2).
- P3-H2: Bruno-amarelo-claro (2.5Y 6/3), com volume de petroplintitas de cor preto (2.5Y 2.5/1), em quantidade pouco, tamanho grande e contraste distinto.
- P3-H3: Variegada com volumes de mosqueado preto (5Y 2.5/1), comum, grande e distinto; mosqueado bruno-amarelado (10YR 5/8), abundante, grande e proeminente; mosqueado cinzento (2.5Y 5/1), abundante, grande e distinto; e mosqueado cinzento-claro (2.5y 7/2), comum, grande e distinta, além da ocorrência de petroplintitas (Figura 73).
- P3-H4: Cinzento-claro (5Y 7/2), com volumes de mosqueado preto (5Y 2.5/1), comum, grande e distinto; mosqueado bruno-amarelado (10YR 5/8), abundante, grande e proeminente; mosqueado cinzento-esverdeado (5GY 6/1), pouco, médio e proeminente; e mosqueado amarelado (10YR 7/8), abundante, grande e proeminente.
- P3-H5: Cinzento-esverdeado (Gley1 6/5GY) com volume de mosqueados cinzento-oliváceo-claro (5Y 6/2), pouco, médio e proeminente; e mosqueados de cor branco (Gley1 N/9), comum, médio e proeminente em contato com nódulos de cor vermelho-amarelo bruno-amarelado (10YR 5/8).
- P3-H6: Cinzento-oliváceo-claro (5Y 6/2), com mosqueados de cor branco (N/9), comum, médio e proeminente em contato com nódulos de cor vermelho-amarelo bruno-amarelado (10YR 5/8).

Figura 73: Petroplintita que ocorre no horizonte H3.



Fonte: Autor.

Essas petroplintitas possuem em seu interior a cor vermelho-escuro-acinzentado (5R 3/4) e em média 15 cm de altura por 19,8cm de largura, são abundantes e com contraste proeminente em relação a predominância do matiz do solo que, apesar de ter se concentrado no amarelo (Y), os valores e cromas indicaram a ocorrência de cor acinzentada, que segundo Ker et al. (2015), é um indicativo de ferro na forma reduzida (Fe^{2+}) em ambiente sujeito a hidromorfismo devido a uma drenagem que varia de imperfeita a má.

Planícies fluviomarinhas

Correspondem às áreas mais próximas ao nível do mar, onde ocorre o domínio da vegetação de mangue e constantemente é inundada pelas águas do mar (Figura 74). Em decorrência da instabilidade do solo foi possível coletar somente uma amostra superficial e descrevê-la parcialmente. Sua cor é preta (5Y 2.5/1) e textura do tipo argilosa com consistência muito firme quando úmida e muito plástica e muito pegajosa quando molhada (Tabela 32). No caso dos depósitos fluviomarinhas, a cor escura indica uma forte presença de matéria orgânica em um ambiente redutor e mal drenado.

Figura 74: Planície fluviomarinha.



Fonte: Autor.

Tabela 32: Atributos da descrição morfológica da planície fluviomarinha (DFM).

| Superfície | Profundidade (cm) | Cor Munsell | Textura | Estrutura | | | Consistência seca | Consistência úmida | Consistência molhada | Transição |
|------------|-------------------|-------------|---------|-----------|---------|------|-------------------|--------------------|---------------------------------|-----------|
| | | | | Forma | Tamanho | Grau | | | | |
| DFM | Superficial | 5Y 2.5/1 | média | - | - | - | - | muito firme | muito plástica e muito pegajosa | - |

Fonte: Autor.

8.1.3.2 Granulometria do terço inferior das vertentes

Os perfis P1 e P3 possuem características bem diferentes entre si devido ao tipo de influências hídrica e geomorfológica às quais estão sujeitos. Todos eles estão próximos ao nível freático, todavia, P1 possui uma condição de hidromorfismo bem menor que P3 e situa-se em uma posição mais elevada do relevo (aproximadamente 7 metros). Ocorre o predomínio da fração areia nos horizontes superficiais (Figura 75), decresce proporcionalmente ao aumento das frações mais finas nos horizontes subsuperficiais resultando em texturas média a argilosa (Tabelas 33 e 34).

Tabela 33: Frações de partículas do solo referente ao perfil P1.

| Perfil - Horizonte | Profundidade | Areia | Silte | Argila | Grupamento textural |
|--------------------|--------------|-------|-------|--------|---------------------|
| P1-H1 | 0 – 6 cm | 62,1 | 11,7 | 23,8 | Média |
| P1-H2 | 6 – 35 cm | 59,2 | 12,1 | 27,9 | Média |
| P1-H3 | 35 – 57 cm | 41,4 | 11,2 | 45,4 | Argilosa |
| P1-H4 | 57 – 100 cm+ | 29 | 8,8 | 59,6 | Muito argilosa |

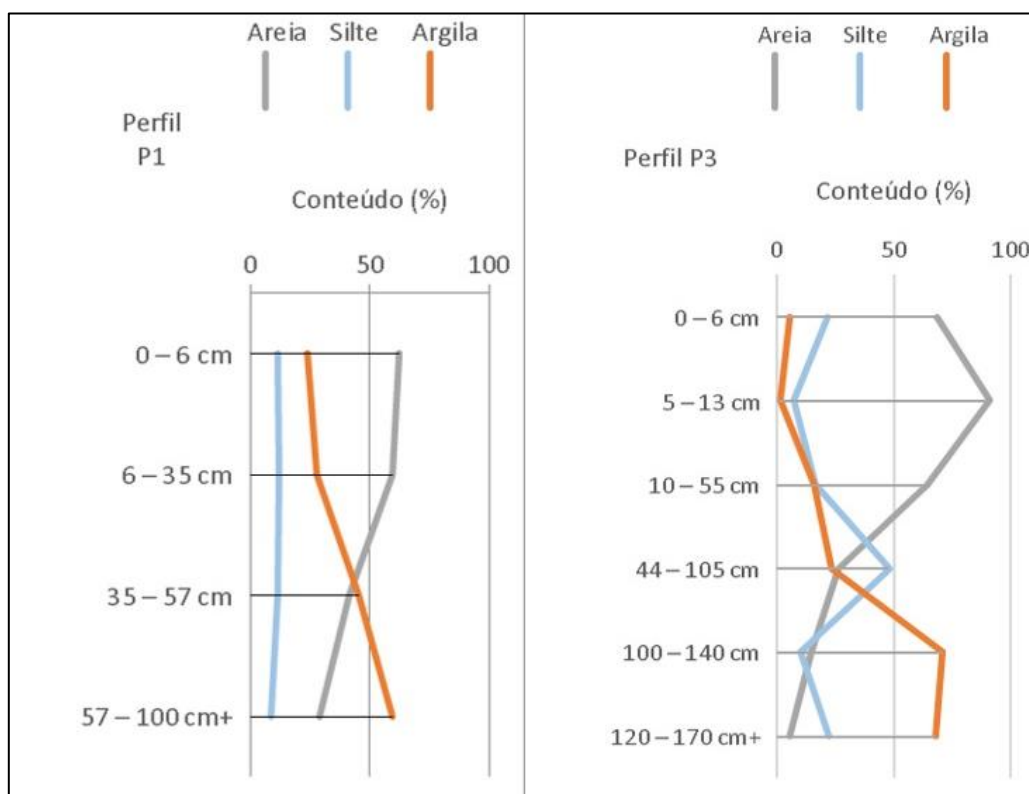
Fonte: Autor.

Tabela 34: Frações de partículas do solo referente ao perfil P3.

| Perfil - Horizonte | Profundidade | Areia | Silte | Argila | Grupamento textural |
|--------------------|---------------|-------|-------|--------|---------------------|
| P3-H1 | 0 – 6 cm | 68,6 | 21,6 | 5,7 | Média |
| P3-H2 | 5 – 13 cm | 90,6 | 7,3 | 1,4 | Arenosa |
| P3-H3 | 10 – 55 cm | 64,4 | 16,6 | 15,6 | Média |
| P3-H4 | 44 – 105 cm | 26 | 48,1 | 23,5 | Média |
| P3-H5 | 100 – 140 cm | 14,6 | 10,1 | 70,7 | Muito argilosa |
| P3-H6 | 120 – 170 cm+ | 5,7 | 22,2 | 67,9 | Muito argilosa |

Fonte: Autor.

Figura 75: Gráfico de evolução das frações de partículas do solo nos perfis P1 e P3.



Fonte: Autor.

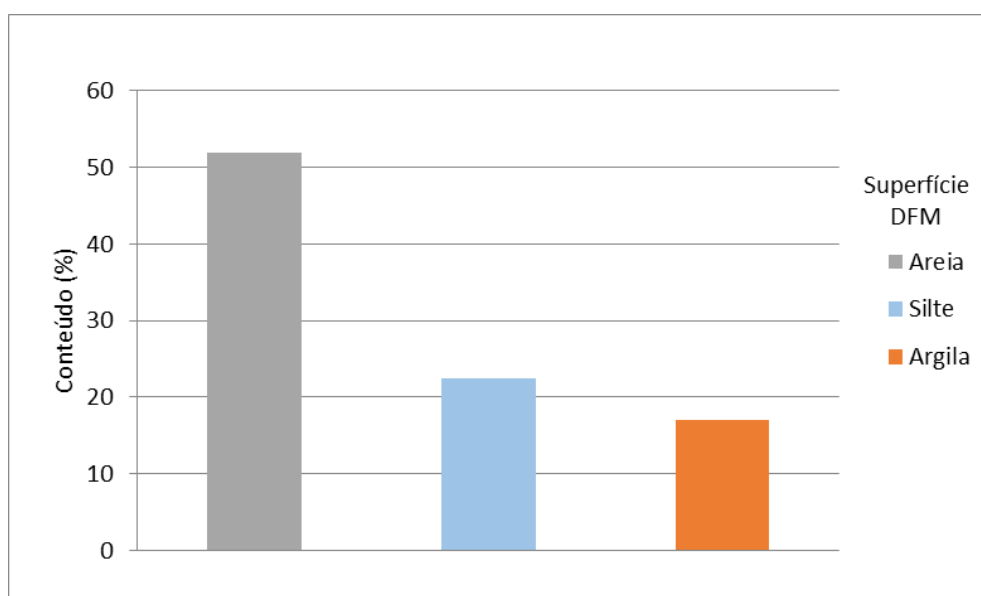
P3 é um perfil que representa as áreas de apicuns, inundáveis periodicamente nas grandes marés, apresentam um solo mal drenado devido ao relevo plano e baixa altitude com predomínio de um horizonte arenoso pouco expressivo na superfície e predomínio de argila nos horizontes mais profundos. O ponto DFM corresponde a uma amostra superficial (Tabela 35) dos solos indiscriminados de mangue que correm nas planícies fluviomarinhas, assim, não sendo possível analisar um perfil inteiro, foi utilizada apenas uma amostra representativa caracterizada pela predominância das frações areia e silte, conferindo uma textura média (Figura 76).

Tabela 35: Frações de partículas do solo referente ao ponto DFM.

| Perfil - Horizonte | Profundidade | Areia | Silte | Argila | Grupamento textural |
|--------------------|--------------|-------|-------|--------|---------------------|
| DFM* | Superficial | 52 | 22,5 | 17 | Média |

Fonte: Autor.

Figura 76: Gráfico de evolução das frações de partículas do solo indiscriminado de mangue.



Fonte: Autor.

Com exceção do ponto DFM, os solos dos terços inferiores das vertentes possuem uma textura variando entre média e argilosa, novamente vale destacar a ocorrência agregados de argilas a partir de forma de Al que se comportam como silte (pseudo-silte) e que dificultam a dispersão da argila influenciando nas classes texturais (FERREIRA, 2010).

Nestes solos a textura média, poderá ter uma influência de moderada a baixa na capacidade de troca catiônica (CTC) e na capacidade para retenção de poluentes, a textura argilosa poderá ter uma influência alta na CTC e na capacidade de retenção de poluentes (KER et al., 2015). Isoladamente, essas propriedades são insuficientes para aferir com precisão esses parâmetros, sendo necessária também a análise química.

8.1.3.3 Química do solo do terço inferior das vertentes

As características químicas dos solos dos terços inferiores das vertentes foram distintas e possuem relação direta com a posição no relevo onde as amostras foram coletadas e com os agentes atuantes em cada área, desta forma a abordagem na interpretação dos resultados necessitou ser individualizada para melhor retratar as propriedades do solo em cada um dos pontos coletados.

O perfil P1 está situado a aproximadamente 7 metros acima do nível do mar, em seus horizontes foram encontrados teores de cátions básicos que decrescem com a profundidade, ainda assim, comparado aos solos das feições do relevo à montante, eles apresentaram maiores concentrações, nos horizontes superficiais o predomínio foi de cálcio (Ca^{2+}) e nos subsuperficiais foi de magnésio (Mg^{2+}). Apesar do primeiro horizonte possui uma saturação por bases (V%) maior de que 50%, em todo o restante perfil os horizontes possuem uma baixa saturação por bases ($\text{V}\% < 50\%$) diminuindo com a profundidade, conferindo a este solo um caráter distrófico (Tabela 36).

Tabela 36: Matéria orgânica, bases trocáveis e a CTC do perfil P1.

| Profundidade do perfil | Atributos (unidades) | | | | | | | | | | |
|------------------------|----------------------------|--------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|--------------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------|-------|
| | M.O. (g.kg ⁻¹) | Fósforo (mg.kg ⁻¹) | Potássio (mmolc/kg ⁻¹) | Cálcio (mmolc/kg ⁻¹) | Magnésio (mmolc/kg ⁻¹) | Alumínio (mmolc/kg ⁻¹) | H+Al (mmolc/kg ⁻¹) | SB (mmolc/kg ⁻¹) | CTC (mmolc/kg ⁻¹) | V (%) | m (%) |
| 0 – 6 cm | 10 | 5 | 0,7 | 30 | 3 | <1 | 13 | 33,7 | 46,7 | 72 | 0 |
| 6 – 35 cm | 9 | 2 | 0,5 | 19 | 3 | 1 | 24 | 22,5 | 46,5 | 48 | 4 |
| 35 – 57 cm | 9 | 2 | 0,5 | 7 | 6 | 16 | 41 | 13,5 | 54,5 | 25 | 54 |
| 57 – 100 cm+ | 2 | 1 | 0,3 | 3 | 6 | 19 | 32 | 9,3 | 41,3 | 23 | 67 |

Fonte: Autor.

Nos horizontes a partir de 35 cm de profundidade o teor de Al^{3+} trocável torna-se maior que 5 mmolc/kg e a saturação por alumínio (m%) superior a 50%, assumindo um caráter alumínico de tipo álico. A capacidade de troca catiônica (CTC) foi inferior a 270

mmolc/kg e, portanto, a atividade na fração argila foi considerada baixa (Tb). Nos horizontes superficiais o pH H₂O é praticamente neutro e conforme aumenta a profundidade se torna fortemente ácido (Tabela 37).

Tabela 37: pH e carga do solo no perfil P1.

| Profundidade do perfil | pH H ₂ O | pH KCl | ΔpH (pH KCl - pH H ₂ O) |
|------------------------|---------------------|--------|------------------------------------|
| 0 – 6 cm | 6,7 | 6 | -0,7 |
| 6 – 35 cm | 5,6 | 4,7 | -0,9 |
| 35 – 57 cm | 4,7 | 4 | -0,7 |
| 57 – 100 cm+ | 4,7 | 4 | -0,7 |

Fonte: Autor.

O pH próximo da neutralidade nos dois horizontes próximos à superfície podem indicar uma tendência de transição para solos de topografia mais baixa e mal drenados. A carga do solo inferida teoricamente por ΔpH (pH KCL - pH H₂O) mostrou como resultado a predominância de cargas negativas em todo o perfil.

O perfil P3 está situado a aproximadamente 5 metros acima do nível do mar e periodicamente essa área, que é plana, é inundada pela maré cheia. Os teores de cátions básicos são elevados, o Ca²⁺ encontra-se em teores que aumentam com a profundidade chegando a 85 mmolc/kg, o teor de Mg²⁺ é ainda maior com o aumento da profundidade chegando a 133 mmolc/kg. A saturação por bases (V%) é de praticamente 100%, conferindo ao solo o caráter eutrófico (V% > 50%) (Tabela 38).

Tabela 38: Matéria orgânica, bases trocáveis e a CTC do perfil P3.

| Profundidade do perfil | Atributos (unidades) | | | | | | | | | | |
|------------------------|----------------------------|--------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|--------------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------|-------|
| | M.O. (g.kg ⁻¹) | Fósforo (mg.kg ⁻¹) | Potássio (mmolc/kg ⁻¹) | Cálcio (mmolc/kg ⁻¹) | Magnésio (mmolc/kg ⁻¹) | Alumínio (mmolc/kg ⁻¹) | H+Al (mmolc/kg ⁻¹) | SB (mmolc/kg ⁻¹) | CTC (mmolc/kg ⁻¹) | V (%) | m (%) |
| 0 – 6 cm | 15 | 3 | 2,5 | 51 | 22 | <1 | <1 | 75,5 | 75,5 | 100 | 0 |
| 5 – 13 cm | 2 | 3 | 1,4 | 16 | 10 | <1 | 2 | 27,4 | 29,4 | 93 | 0 |
| 10 – 55 cm | 2 | 1 | 9,7 | 39 | 49 | <1 | <1 | 97,7 | 97,7 | 100 | 0 |
| 44 – 105 cm | <1 | 1 | 9,4 | 58 | 84 | <1 | <1 | 151,4 | 151,4 | 100 | 0 |
| 100 – 140 cm | <1 | 1 | 12,4 | 75 | 138 | <1 | <1 | 225,4 | 225,4 | 100 | 0 |
| 120 – 170 cm+ | 2 | 1 | 13,3 | 85 | 133 | <1 | <1 | 231,3 | 231,3 | 100 | 0 |

Fonte: Autor.

Os teores de Al^{3+} trocável são inferiores a 1 mmolc/kg e a superfície dos minerais não apresentam saturação por alumínio (m%). A capacidade de troca catiônica (CTC) apresenta teores elevados, porém ainda inferiores a 270 mmolc/kg, caracterizando as argilas como de baixa atividade (Tb). No perfil P3 a soma das bases (SB) preencheu todos os sítios da CTC, isso reflete diretamente na porcentagem 0 de saturação por alumínio (m%), sendo uma das razões que explicam o pH H_2O elevado (Tabela 39) mesmo para o solo de clima úmido.

Tabela 39: pH e carga do solo no perfil P3.

| Profundidade do perfil | pH H_2O | pH KCl | ΔpH (pH KCl - pH H_2O) |
|------------------------|-----------|--------|--------------------------------------|
| 0 – 6 cm | 6,8 | 6,7 | -0,1 |
| 5 – 13 cm | 6,8 | 6,4 | -0,4 |
| 10 – 55 cm | 8,2 | 7,1 | -1,1 |
| 44 – 105 cm | 8,2 | 7,2 | -1 |
| 100 – 140 cm | 8,1 | 7,4 | -0,7 |
| 120 – 170 cm+ | 7,9 | 7,2 | -0,7 |

Fonte: Autor.

O pH do solo varia de praticamente neutro a moderadamente alcalino, conforme EMBRAPA (2018). A carga do solo inferida teoricamente por ΔpH (pH KCL - pH H_2O) mostra valores próximos ao limite de carga zero, mas o predomínio é de cargas negativas. Em regiões de clima úmido solos com caráter eutrófico podem ocorrer por causa da topografia, as áreas mais baixas recebem os fluxos laterais de sílica e cátions básicos lixiviados dos solos situados no relevo à montante, nesse processo é comum a formação de solos mais escuros e argilas expansíveis do tipo 2:1 (LEPSCH, 2011; MELO; ALLEONI, 2009a).

A planície fluvio-marinha marca o limite de contato do relevo com o mar, estando situada ao nível do mar. Nesse ponto foi coletada uma amostra superficial do depósito fluvio-marinho (DFM), o resultado da análise mostrou teores consideráveis de cátions básicos ou sais solúveis de K^+ , Ca^{2+} e, principalmente, Mg^{2+} . A soma das bases (SB) não ocupa todos os sítios de troca, mas a saturação por bases (V%) é maior

que 50%, caracterizando esse ponto do solo de mangue como eutrófico. A CTC é de argilas de baixa atividade (Tb) (Tabela 40).

Tabela 40: Matéria orgânica, bases trocáveis e a CTC do ponto DFM.

| Profundidade do perfil | Atributos (unidades) | | | | | | | | | | |
|------------------------|----------------------------|--------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|--------------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------|-------|
| | M.O. (g.kg ⁻¹) | Fósforo (mg.kg ⁻¹) | Potássio (mmole/kg ⁻¹) | Cálcio (mmole/kg ⁻¹) | Magnésio (mmole/kg ⁻¹) | Alumínio (mmole/kg ⁻¹) | H+Al (mmole/kg ⁻¹) | SB (mmole/kg ⁻¹) | CTC (mmole/kg ⁻¹) | V (%) | m (%) |
| Superficial | 18 | 25 | 28,6 | 35 | 123 | 5 | 46 | 186,6 | 232,6 | 80 | 3 |

Fonte: Autor.

A acidez potencial ($H^+ + Al^{3+}$) possui teores baixos frente à soma de bases, correspondendo a 3% da saturação por alumínio (m%) na superfície dos coloides. O pH H₂O é extremamente ácido (Tabela 41), essa acidez pode estar ligada à oxidação no processo de secagem da amostra. Firme (2003) estudou a caracterização físico-química e contaminação de solos indiscriminados de mangue de Guarujá - SP, concluiu que apesar da saturação por bases indicar solo eutrófico o pH H₂O era ácido, concluiu então que o processo de secagem induziu a uma oxidação e conseqüente aumento nos teores de sulfato e liberação do Al^{3+} trocável, resultando na diminuição do pH.

Tabela 41: pH e carga do solo do ponto DFM.

| Profundidade do perfil | pH H ₂ O | pH KCl | Δ pH (pH KCl - pH H ₂ O) |
|------------------------|---------------------|--------|--|
| Superficial | 4 | 3,7 | -0,3 |

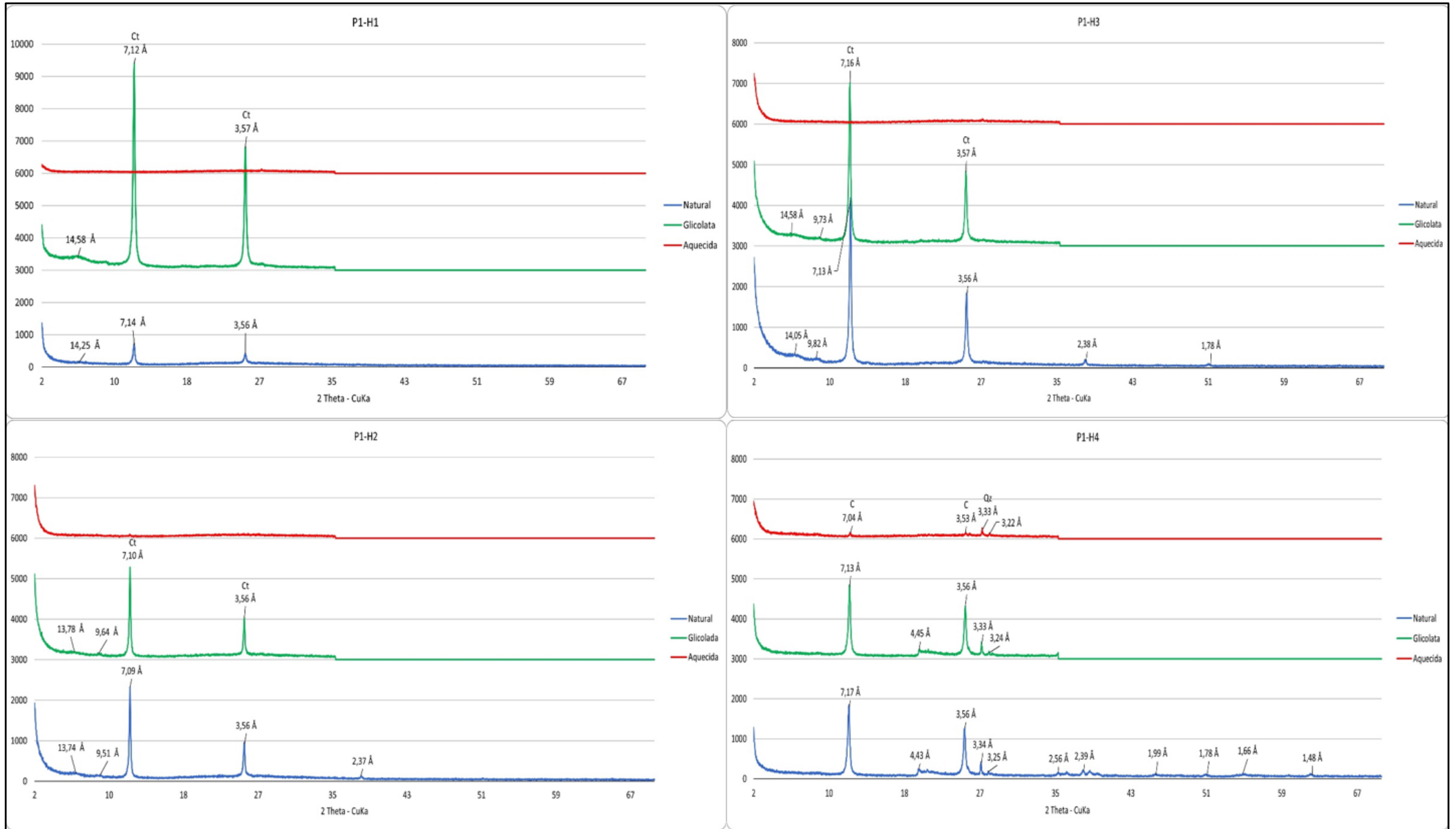
Fonte: Autor.

A carga do solo inferida teoricamente por Δ pH (pH KCL - pH H₂O) indicou a predominância de carga negativa, porém talvez este não seja um indicador confiável para determinação do predomínio de carga devido a possível alteração química que influenciou o pH.

8.1.3.4 Mineralogia do terço inferior das vertentes

A mineralogia do perfil P1, perfil escolhido para a leitura de difração de raios – X (DRX), é caracterizada pelo predomínio de argilominerais caulíníticos em até 57 cm de profundidade, de 57 cm a 100 cm ou mais de profundidade foi identificada apenas a ocorrência de quartzo e filossilicatos do tipo clorita (Figura 77). Na caracterização morfológica dos perfis do terço inferior foram descritos mosqueados nos horizontes mais subsuperficiais que podem indicar restrições no solo quanto a drenagem favorecendo a oxidação de Fe^{2+} para Fe^{3+} e conseguinte precipitação em forma de mosqueados (WHITE; SILVA; DOURADO NETO, 2009), nas partes mais profundas do solo esses mosqueados estão dispostos em um fundo de cor branca ou cinza claro característico de presença de caulinita e sílica (KER et al., 2015; MELO; ALLEONI, 2009a).

Figura 77: Difratomogramas dos horizontes P1-H1, P1-H2, P1-H3 e P1-H4. Quartzo (Qz), caulinita (Ct) e clorita (C).



Fonte: Autor.

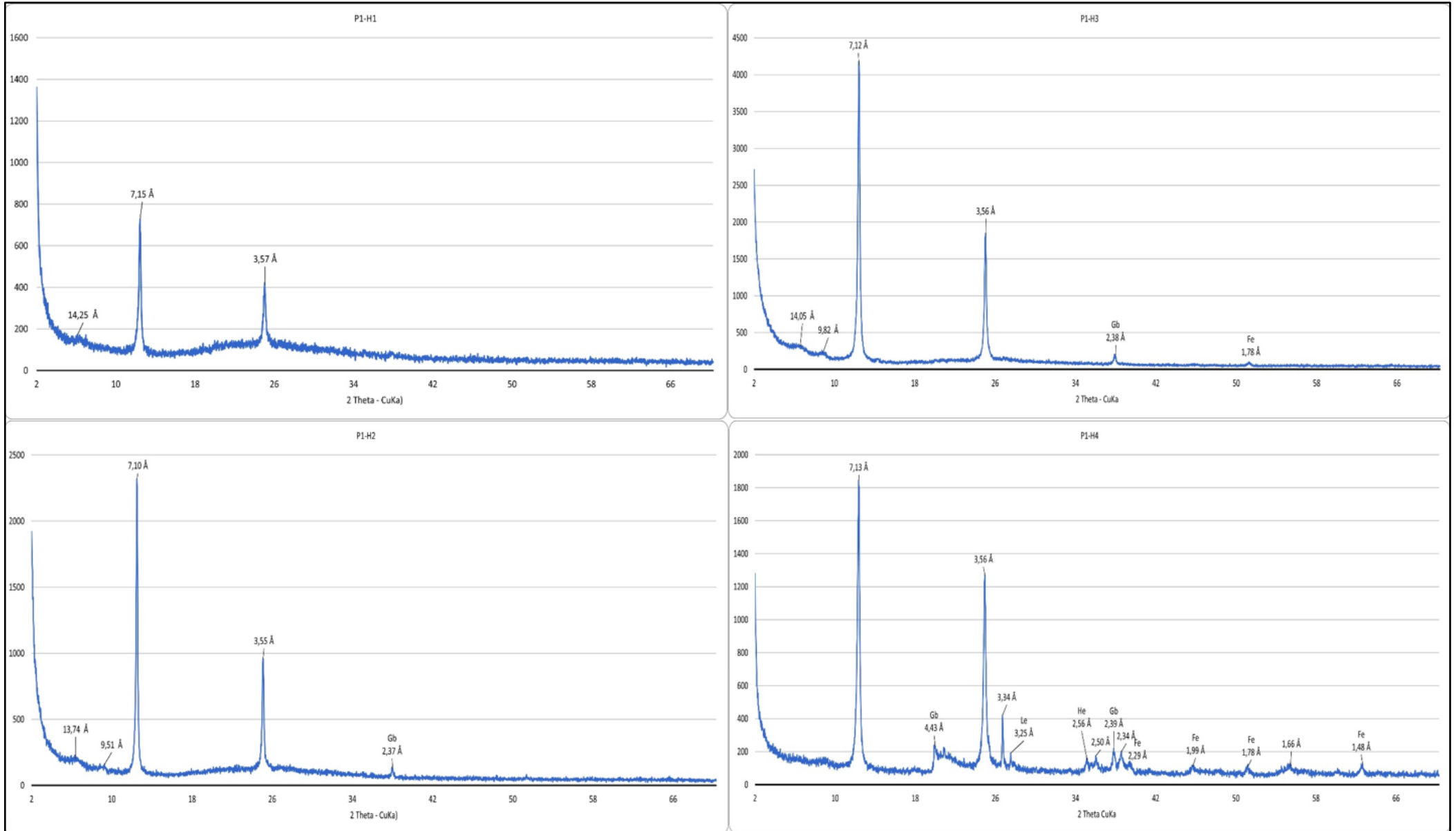
É muito comum a transformação de feldspatos em caulinita a partir dos saprolitos dos solos no Brasil originados de granito, portanto, solos sob condições dos ambientes tropicais úmidos e originados de rochas ricas em feldspato, como o granito, tendem a ser mais argilosos e cauliníticos. Sujeitos a condições de intemperismo extremo e remoção da sílica, os feldspatos podem se converter diretamente em gibbsita. Na paisagem a distribuição espacial da gibbsita é predominante no topo perfil e nas posições mais elevadas e bem drenadas do relevo, ao passo que a caulinita é predominante nos horizontes mais profundos e nas posições mais baixas e de pior drenagem do relevo (MELO; ALLEONI, 2009b).

A leitura de DRX também apontou no perfil P1 (Figura 78)a ocorrência óxidos de alumínio, gibbsita - a partir de 26 cm de profundidade até os horizontes mais profundos; e óxidos de ferro - ferrihidrita em horizontes em posição de 26 a 35 cm e de 57 a 100 cm de profundidade – hematita e lepidocrocita em horizontes em posição de 57 a 100 cm de profundidade. Pelo forma dos picos com dimensões reduzidas é possível, segundo Resende (2005), inferir que trata-se de partículas muito pequenas. Nos solos do terço inferior das vertentes da área de estudos os óxidos, principalmente os de ferro, estão concentrados em mosqueados.

Os dados de fluorescência de raios – x (FRX) do perfil P1 (Figuras 79, 80, 81 e 82) apresentaram a mesma tendência dos setores do relevo anteriores com elevados teores de óxidos de silício, média de 66,66%, seguido de óxidos de alumínio, média de 26,74%, nas alíquotas de solo analisadas; chamou atenção os baixos teores de óxidos de ferro, em média 3,58%, nas alíquotas. Nenhum dos horizontes chegou a apresentar teores de ferros maiores que 8%, portanto portanto a concentração presente nas alíquotas é considerada baixa (PRADO, 2008).

Segundo Melo e Alleoni (2009b), a formação de caulinita no solo é beneficiada por teores mais elevados e relação entre sílica e alumínio, além de pH mais ácido e significativa ausência de sódio, cálcio, magnésio, ferro e potássio na solução do solo. Os dados de FRX, como já mencionado, indicaram teores mais elevados de óxidos de silício e de alumínio e redução significativa de ferro que pode estar associado com a formação de caulinita presente no solo, conforme os dados de DRX, ademais, a análise química apresentou baixos teores de cálcio, magnésio e potássio, caracterizando uma baixa saturação por bases, aumento de alumínio trocável e pH ácido.

Figura 78: Difratogramas dos horizontes P1-H1, P1-H2, P1-H3 e P1-H4. Gibbsita (Gb), hematita (He), ferrihidrita (Fe), lepidocrocita (Le).



Fonte: Autor.

Figura 79: Composição química presente na alíquota do horizonte P1-H1.

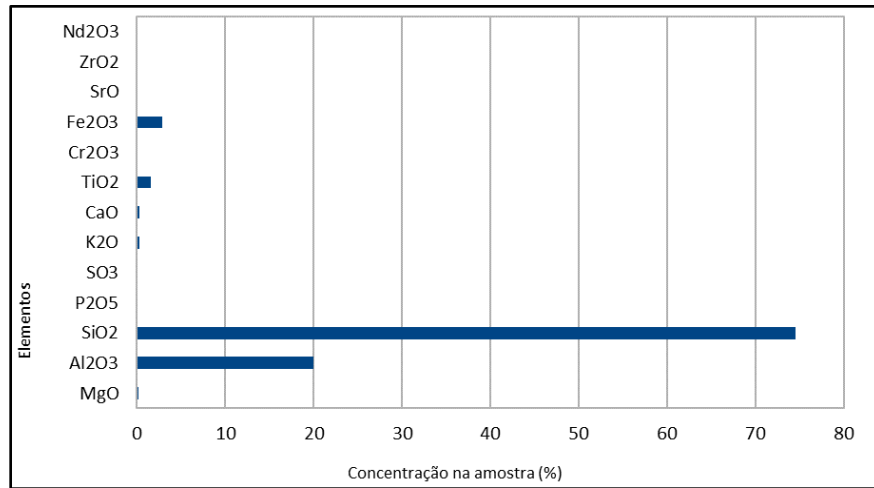


Figura 80: Composição química presente na alíquota do horizonte P1-H2.

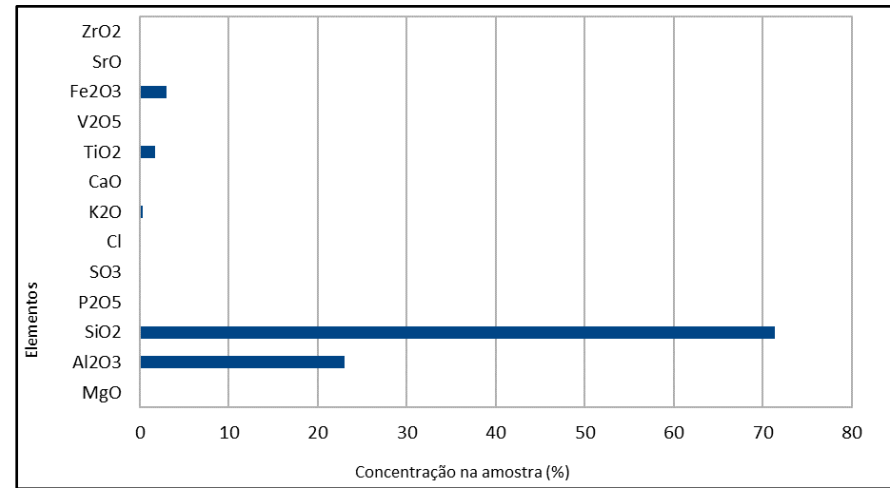


Figura 81: Composição química presente na alíquota do horizonte P1-H3.

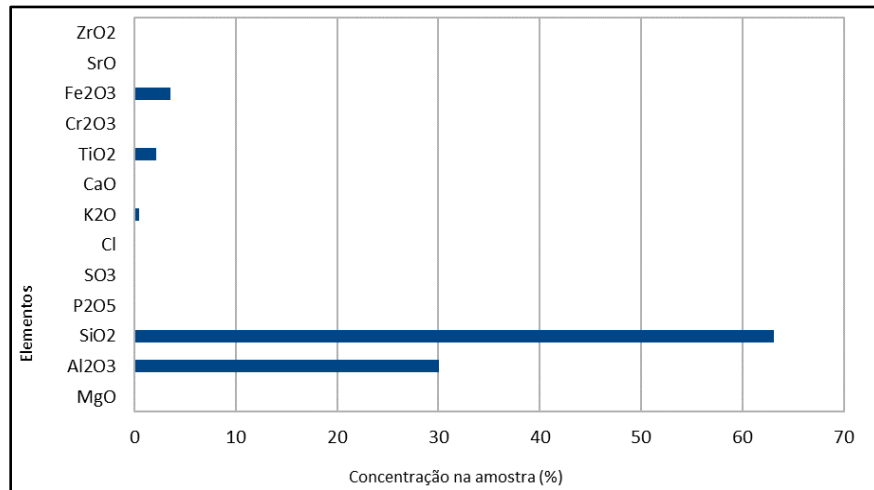
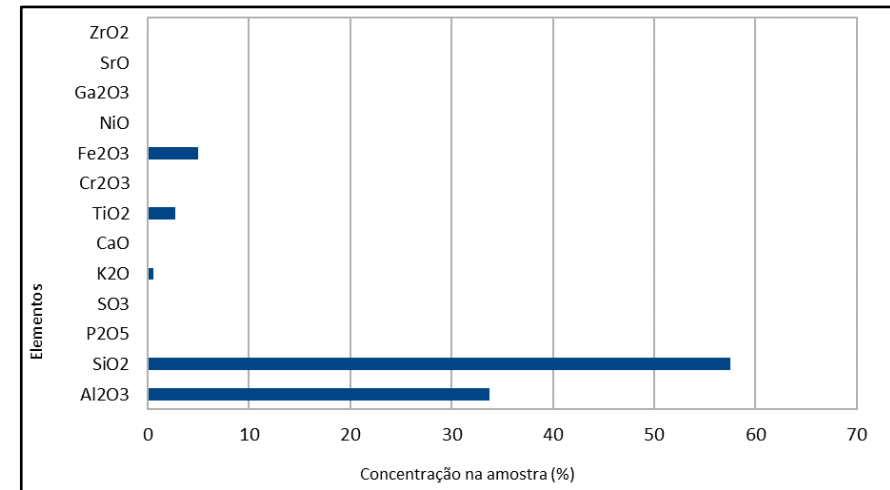


Figura 82: Composição química presente na alíquota do horizonte P1-H4.



8.2 Parâmetros físico-químicos das águas subterrâneas

O boletim de análise físico-química das amostras de água (Tabela 42) apresenta alguns dos resultados preliminares referentes a esta etapa da pesquisa. Em todas as tomadas amostrais o pH apresentou valores abaixo da faixa de 6,0 a 9,5, os quais são recomendados pela Portaria nº 2.914/2011 (BRASIL, 2011) do Ministério da Saúde, ou seja, apresentam um carácter ácido com valores variando de 4,61 a 5,76. A característica do pH da água pode assim se apresentar em consequência de condições naturais ou de processos microbiológicos.

Tabela 42: Boletim de análise de água físico-química de água.

| PARÂMETRO | POÇOS | | | | | | |
|--------------------------------|-------|-------|--------|-------|-------|--------|--------|
| | P1 | P2 | P3 | P4 | P5 | P6 | P7 |
| pH | 5,76 | 4,77 | 5,51 | 5,64 | 5,19 | 5,32 | 4,61 |
| CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$) | 666 | 561 | 802 | 68,3 | 444 | 88 | 164,5 |
| STD (mg/L) | 542 | 458 | 705 | 50,8 | 364 | 79 | 152 |
| Amônia total (mg/L) | 0,024 | 9,56 | 0,017 | 0,100 | 0,402 | 0,025 | 0,035 |
| Nitrito (mg/L) | 0,010 | 0,020 | <0,001 | 0,009 | 0,020 | <0,001 | <0,001 |
| Nitrato (mg/L) | 0,821 | 1,005 | 0,415 | 1,120 | 1,056 | 0,952 | 0,846 |
| Sódio (mg/L) | 23,4 | 21,5 | 29,4 | 3,8 | 16,5 | 4,2 | 8,6 |
| Potássio (mg/L) | 3,8 | 3,6 | 5,9 | 1,7 | 2,6 | 0,85 | 1,58 |
| Cálcio (mg/L) | 49,7 | 9,6 | 16,8 | 6,41 | 14,4 | 6,41 | 8,01 |
| Magnésio (mg/L) | 0,49 | 5,83 | 11,67 | 2,92 | 6,81 | 0,49 | 0,49 |
| Cloreto (mg/L) | 95 | 43 | 125 | 23 | 87 | 43 | 51 |
| Sulfato (mg/L) | 18,6 | 12,1 | 21,8 | 2,4 | 8,9 | 3,2 | 5,2 |

Fonte: Autor.

A condutividade elétrica (CE) é uma característica que indica a capacidade de transmissão de correntes elétricas em decorrência da dissolução de substâncias que se

dissociam em cátions e ânions, podendo indicar uma medida indireta de contaminação. Segundo o Ministério da Saúde/Secretaria de Vigilância em Saúde (BRASIL, 2006a), as águas naturais apresentam um teor de condutividade elétrica na faixa de 10 a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Porém, a Portaria nº 2.914/2011 (BRASIL, 2011) do Ministério da Saúde não utiliza a CE como um parâmetro de qualidade.

Nas tomadas amostrais, conforme o boletim analítico (Tabela 36), apenas as amostras P4 e P6 apresentaram valores, respectivamente 68,3 e 88 $\mu\text{S}/\text{cm}$, dentro do estabelecido para águas naturais. As demais cinco amostras apresentaram valores muito acima do recomendado, sendo considerados valores compatíveis com água contaminada. A amostra P3 registrou um teor de 802 $\mu\text{S}/\text{cm}$, o mais alto e mais de oito vezes o teor máximo permitido de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Os sólidos totais constituem uma característica da água que reflete a influência de efluentes e que afeta a qualidade organoléptica da água. Podem ser associados a parâmetros físicos, químicos ou biológicos e são classificados em sólidos totais em suspensão (sedimentares e não sedimentares) e sólidos totais dissolvidos (voláteis e fixos). Os sólidos em suspensão podem ser retidos em processo de filtração, já os sólidos dissolvidos são formados por partículas inferiores a 10^{-3} μm .

Conforme a resolução CONAMA nº 396/2008 (CONAMA, 2008), os valores máximos permitidos para águas subterrâneas sem influência antrópica e destinadas para o consumo humano devem ser de $<1.000.000$ mg/L , desde que atendem aos valores estabelecidos por órgãos competentes; nesse caso o Ministério da Saúde, por meio da Portaria nº 2.914/2011 (BRASIL, 2011) e do Manual de Vigilância e Controle da água para Consumo Humano (BRASIL, 2006a), estabelecem em 1000 mg/L o valor máximo permitido de sólidos totais para potabilidade da água. O resultado do boletim analítico apontou que as tomadas amostrais não estão com a potabilidade comprometida para esse parâmetro.

Somente será possível estabelecer uma correlação entre condutividade elétrica e concentração de sólidos totais dissolvidos quando ocorrer a predominância de definida de determinado íon em solução. No entanto, as águas naturais não são soluções simples e essa relação direta não é algo que posso ser esperado (BRASIL, 2006a).

A série nitrogenada (inorgânica) identifica a ocorrência de atividade bacteriana no ambiente aquático tanto no processo de nitrificação (oxidação do amônio a nitrito e do nitrito ao nitrato) quanto no processo de desnitrificação (redução do nitrato ao gás nitrogênio). Essa série é composta por:

- íon amônio (NH_4^+): é a forma reduzida do nitrogênio que pode ser encontrada em condições de anaerobiose, é um indicador da presença de elevada carga orgânica na água;
- íon nitrito (NO_2^-): é a forma intermediária do processo de oxidação do nitrogênio e a mais instável na água;
- íon nitrato (NO_3^-): é a forma oxidada de nitrogênio e a mais estável, encontrada em condições de aerobiose.

O nitrogênio pode ser encontrado na natureza em forma de proteínas e outros compostos orgânicos, mas também pode ser indicador de alteração da qualidade da água em consequência de atividades antrópicas, principalmente em decorrência do lançamento de efluentes domésticos e industriais, fertilizantes e resíduos dos criatórios de animais em corpos hídricos.

A amônia (NH_3) é um gás incolor, irritante, de odor forte com concentrações acima de 30 mg/L e bastante solúvel em água com baixo pH (ácido) formando um íon amônio (NH_4^+) e um íon hidróxido (OH^-). O nitrogênio amoniacal ou amônia é, conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005 (CONAMA, 2005) e a Portaria nº 2.914/2011 (BRASIL, 2011), parâmetro de classificação de qualidade de águas com valores máximos permitidos de 3,7 mg/L para $\text{pH} \leq 7,5$; 2,0 mg/L para $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$; 1,0 mg/L para $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$; 0,5 mg/L para $\text{pH} > 8,5$.

As tomadas amostrais analisadas apresentaram valores de amônia dentro do permitido conforme a resolução anteriormente citada, exceto a amostra P2, que apresentou valor de pH 4,77 (ácido) com 9,56 mg/L de amônia, por tanto, ultrapassando o valor máximo permitido e fora do padrão de potabilidade para esse parâmetro.

O nitrito e o nitrato, conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005 e a Portaria nº 2.914/2011 (BRASIL, 2011), também são parâmetros de qualidade de águas, seus valores máximos permitidos são, respectivamente; 1,0 mg/L e 10,0 mg/L. Os valores de nitrito ficaram na faixa de <0,001 mg/L a 0,020 mg/L; o nitrato apresentou valores na faixa de 0,415 mg/L a 1,120 mg/L. Os respectivos resultados estão em conformidade com os padrões estabelecidos para potabilidade. Além dos gases, a água com baixo pH tem grande poder de solubilidade de outras substâncias, as quais também exercem grande importância na avaliação de sua qualidade, são os chamados íons maiores que conferem o caráter de dureza da água, as principais substâncias são:

- Cátions: sódio (Na), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg);
- Ânions: cloreto (Cl^-) e sulfato (SO_4^{2-}).

A dureza da água indica a concentração de cátions multivalentes, sendo o cálcio (Ca) e o magnésio (Mg) os mais utilizados para calcular o carbonato de cálcio (CaCO_3), devido suas concentrações superarem as das demais substâncias. Segundo o Ministério da Saúde é estabelecido o limite de 500 mg/L de CaCO_3 para potabilidade de água, podendo ser menor em aquíferos subterrâneos.

A água pode ser classificada quanto a dureza em: branda (até 50 mg/L), pouco dura (entre 50 e 100 mg/L), dura (entre 100 e 200 mg/L) e muito dura (acima de 200 mg/L). As tomadas amostrais apresentaram valores distintos, porém não houve amostra classificada como muito dura. A amostra P1 foi classificada como dura (126,14 mg/L); P3 e P5 foram classificadas como pouco dura (89,99 mg/L e 63,99 mg/L) e P2, P4, P6 e P7 foram classificadas como branda (variando de 18,03 mg/L a 47,97 mg/L).

Os valores máximos permitidos para potabilidade da água, conforme a Portaria MS nº 2.914/2011, para sódio (Na), cloreto (Cl^-) e sulfato (SO_4^{2-}), são respectivamente: 200 mg/L, 250 mg/L e 250 mg/L. Os resultados das tomadas amostrais para todos os parâmetros apresentaram valores dentro dos permitidos para potabilidade.



9 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

No contexto de situação crítica do saneamento básico de Turiaçu, conforme dados do IBGE, e da inobservância de um volume de casos de quadros diarreicos ligados à veiculação hídrica, de acordo com dados da Secretaria Municipal de Saúde de Turiaçu, que caracterizassem uma situação de surto na cidade, não foi possível estabelecer uma relação de causa e efeito no primeiro momento para explicar o fenômeno que não apresentou a convergência de fatores esperados, sendo a busca por essa resposta o que motivou a presente pesquisa.

A partir do exposto, as questões norteadoras da tese foram no sentido de que as condições ambientais do solo poderiam exercer algum papel significativo de atenuação no processo de contaminação das águas subterrâneas, sobretudo, porque há vasta literatura sobre a capacidade dos argilominerais, principalmente o grupo das caulinitas, e dos óxidos de ferro e alumínio com carga variável (dependente de pH), de adsorverem ânions e atenuarem o processo de contaminação das águas subterrâneas. Aqui, utilizamos o nitrato (NO_3^-) como ânion indicador de contaminação em razão de sua origem nos compostos orgânicos, principal tipo de fonte de contaminação na área de estudo, e por ser de fácil lixiviação em solos tropicais com elevada precipitação.

Com precipitação anual de 2.247mm o clima de Turiaçu pode ser classificado como Clima Tropical de Savana (Aw), segundo a classificação de Koppen-Geiger, com temperatura média anual de 31,6 °C. A geologia do terreno onde Turiaçu está assentada é composta de rochas ígneas e metamórficas ricas em micas, feldspatos e quartzos. O perímetro urbano de Turiaçu se estende sobre duas grandes colinas de aproximadamente 50 m de altitude acima do nível do mar com declividade acentuada em direção às áreas mais baixas, há também a ocorrência de extensas planícies fluviomarinhas. A classe dos Latossolos Amarelos distróficos ocorre em Turiaçu em associação com Argissolos Vermelho-Amarelos plínticos e típicos, Argissolos Acinzentados distróficos e Latossolos Vermelhos típicos; no limite com o mar predominam os solos indiscriminados de mangue.

As características naturais da paisagem e a posição geográfica favoreceram a produção de um terreno com solos de características que se distinguem mais pela diferença na concentração de minerais, cores e condição de drenagem. Para analisarmos as propriedades pedológicas no processo de atenuação da contaminação das águas subterrâneas, distribuímos as coletas de amostras de solos em função dos setores do relevo e nos pontos com possibilidade de realização de coleta, por se tratar de uma área

urbana, desta forma, compartimentamos o relevo em terço superior, médio e inferior das vertentes.

No terço superior das vertentes, os solos apresentaram uma predominância de cores de matizes variando entre vermelho-amarelo (YR) e amarelo (Y) com presença de mosqueados nos horizontes mais subsuperficiais. A granulometria variou entre textura média e argilosa. A análise química apontou que esses solos possuem predomínio de carga negativa com elevadas concentrações de alumínio trocável e pH ácido. A DRX e a FRX indicaram que nesses solos predominam de minerais de quartzo, mica, clorita e caulinita; e dos óxidos gibbsita, goethita, ferrihidrita e lepidocrocita; tendo sua composição química rica em óxidos de silício, alumínio e, em menor quantidade, ferro.

No terço médio das vertentes, os matizes do solo apresentaram cores semelhantes aos encontrados nos solos do terço superior, variando entre vermelho-amarelo (YR) e amarelo (Y) com ocorrência de plintitas e petroplintitas ao longo de todos os perfis. A partir dos dados granulométricos esses solos foram classificados como de textura argilosa e média, porém podem ser considerados argilosos devido ao predomínio da primeira. A análise química apontou que esses solos, no geral, têm predominância de carga negativa com pH fortemente ácido e possuem baixos teores de cátions que são removidos pela lixiviação e acúmulo de Al^{3+} . A DRX e a FRX indicaram que nesses solos predominam de minerais de mica, clorita e caulinita; e dos óxidos gibbsita, goethita, ferrihidrita e lepidocrocita; tendo sua composição química semelhante a encontrado no terço superior das vertentes, rica em óxidos de silício, alumínio e, em menor quantidade, ferro.

No terço inferior das vertentes, o relevo foi compartimentado em áreas não inundáveis e inundáveis. Nas áreas não inundáveis os matizes do solo apresentaram cores semelhantes às encontradas nos solos do terço superior e médio, variando entre vermelho-amarelo (YR) e amarelo (Y) com ocorrência de mosqueados nos horizontes mais profundos, predomínio de carga negativa, pH ácido que decresce com a profundidade e baixa saturação por bases. Nas áreas inundáveis em grandes marés predomina do matiz do solo na cor amarelo (Y) com mosqueados e volumes com valores e cromas indicaram de cor acinzentada, predomínio de carga negativa, pH ácido que decresce com a profundidade e alta saturação por bases.

Ainda acerca do setor do relevo supracitado, os dados granulométricos de seus solos apresentaram uma textura de arenosa a média nos horizontes mais superficiais e textura muito argilosa nos horizontes mais profundos. A DRX e a FRX indicaram que

nesses solos predominam de caulinita em até 57 cm de profundidade e clorita e quartzo em profundidade de 57cm a 100 cm ou mais; e dos óxidos gibbsita – ao longo de todo o perfil - goethita, ferrihidrita e lepidocrocita – nos horizontes mais profundos; tendo sua composição química semelhante a encontrado no terço superior das vertentes, rica em óxidos de silício, alumínio e significativa redução de ferro.

Esses resultados mostraram que apesar do predomínio de argilas caulínicas nos solos de Turiaçu e da elevada acidez, o predomínio de carga negativa não foi alterado em nenhum dos perfis analisados determinando o ΔpH , ou seja, não houve variação de carga para positiva e, portanto, a CTC desses solos é maior que a CTA. Tendo uma CTC maior, esses solos tenderiam a não adsorver o NO_3^- . Porém, a análise físico-química da água não indicou uma qualidade fora dos padrões para consumo humano estabelecidos pela Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde e pela resolução CONAMA nº 396/2008, ou seja, apesar das amostras conterem NO_3^- seus valores se mantiveram bem abaixo do limite estabelecido para consumo, o mesmo aconteceu para nitrito (NO_2^-) e para amônia (NH_3), no caso da amônia a única exceção foi o poço P2 com 9,56 mg/L, valor muito superior ao permitido em condições $\text{pH} \leq 7,5$.

A carga das argilas caulínicas não se converteu em positiva, pois em nenhum dos horizontes dos perfis de solo, nos três setores do relevo, o pH esteve abaixo do ponto de carga zero (PCZ) da caulinita, que é de 3,5. Porém, os resultados da pesquisa também apontaram a ocorrência de óxidos de ferro (hematita, goethita, ferrihidrita e lepidocrocita) e de alumínio (gibbsita), em menor ocorrência em relação aos filossilicatos, mas que não podem ser desconsiderados pois possuem natureza de carga positiva e PCZ mais elevado, que no caso dos óxidos de alumínio é de 7,5 e dos óxidos de ferro é de 8,5. A gibbsita foi o óxido mais comumente encontrado nos perfis de solo ao longo de todas as vertentes, mas a variedade de óxidos tanto de alumínio quanto de ferro foi maior nos terços superior e médio das vertentes e diminuíram significativamente sua ocorrência em direção ao terço inferior das vertentes.

Como mencionado anteriormente na revisão de estudos de caso, alguns trabalhos questionam a determinação da capacidade de adsorção de ânions atrelada apenas a predominância de carga positiva. Dynia (2000) realizou um experimento com colunas de lixiviação em Latossolo Vermelho, nesse trabalho observou o acúmulo de NO_3^- em horizontes com consideráveis profundidades nos perfis analisados, desta forma, atribuiu adsorção de ânions aos PCZ altos, característicos de óxidos, e associados a baixos teores de matéria orgânica. Cahn, Bouldin e Cravo (1992) também observaram a adsorção de

NO_3^- em horizontes profundos de Latossolos da Amazônia. Strahm e Harrison (2006), ao estudarem as propriedades eletroquímicas de Andisol com PCZ (3,5), tipo das caulinitas, também observaram o aumento da adsorção de NO_3^- nos horizontes subsuperficiais. Donn e Menzies (2005) ao estudarem dois perfis de Oxisols (Latossolos) com elevado teor óxidos de ferro, constataram a adsorção de nitrato ao longo desses perfis e concluíram que adsorção de ânions pode ocorrer em horizontes mais profundos se eles apresentarem 10-25 $\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ de cargas positivas.

No Brasil, um estudo que observou que ΔpH não afetou adsorção de NO_3^- em Latossolo Vermelho do Cerrado foi realizado por Oliveira, Vilela e Ayarza (2000). Em áreas cultivadas eles perceberam a ocorrência de inversão de cargas, mas em áreas cobertas por vegetação nativa de cerradão a carga negativa permaneceu inalterada ao longo do perfil do Latossolo que apresentou maior absorção de NO_3^- em subsuperfície. Desta forma; Oliveira, Vilela e Ayarza (2000) chegaram à conclusão de que independente da inversão de cargas o NO_3^- foi adsorvido e que, portanto, o ΔpH não se constitui como um índice adequado para inferir adsorção de nitrato, assim, sugeriram como alternativa a utilização da determinação da adsorção de nitrato com base na proporção de cargas positivas e negativas presentes no solo e não apenas em um índice que determina a predominância de carga.

Como resultado da presente pesquisa, o valor da carga do solo inferida teoricamente por ΔpH ($\text{pH KCL} - \text{pH H}_2\text{O}$), em todos os perfis foi, predominantemente, negativa, esse predomínio não anula outras cargas, que podem ocorrer concomitantemente com sítios de cargas positivas com CTA inferior a CTC (KER et al., 2015; OLIVEIRA, 2008; PRADO, 2008). A análise química dos solos do terço superior apontou um pH em H_2O no perfil P2 que decresceu em profundidade variando de 4,6 a 4,3 e no perfil P6 variando de 4,7 a 4,6 com um pequeno acréscimo de 5,2 a partir de 250 cm de profundidade; nos solos do terço médio esse pH teve um decréscimo em profundidade que variou de 5,3 a 4,5; no terço inferior o pH no perfil P1 decresceu em profundidade variando de 6,7 a 4,7, e no perfil P3 foi o contrário, aumentou com profundidade variando de 6,8 a 8,2 e depois 7,9.

O perfil P3 não foi considerado para fins de conclusões por estar situado em uma baixada (apicum) que é periodicamente inundada em grandes marés, não é habitada e está distante da influência da zona saturada e nível freático que alimentam os poços que abastecem a população. Os demais perfis de solo ao longo de toda a vertente possuem um pH que em profundidade é caracterizado como fortemente ácido e distantes do PCZ

dos óxidos de ferro e alumínio, aumentando assim a CTA dessas partículas que podem adsorvem o NO_3^- . Quando o valor do pH da solução estiver abaixo do PCZ a superfície dos óxidos adsorve íons de H^+ e como resultado há o aumento da capacidade de troca aniônica (CTA). (KER et al., 2015; OLIVEIRA, 2008; PRADO, 2008).



10 CONSIDERAÇÕES
FINAIS

Para este estudo, inferir teoricamente a capacidade que um solo possui de adsorver ânions, em especial o nitrato (NO_3^-), somente a partir da carga predominante no solo determinada pelo valor de ΔpH é muito limitado. Mesmo as partículas coloidais de carga variável possuem características de gênese e composição que produzem cargas eletroquímicas diferentes e que se comportam de forma diferente a depender das alterações químicas na solução do solo, ou seja, uma mesma condição pode gerar efeitos diferentes nas partículas coloidais do solo dependendo de sua natureza.

Os óxidos de alumínio e de ferro presentes nos solos de Turiaçu tiveram papel fundamental em retardar a mobilização do íon NO_3^- e a consequente concentração desse ânion nas águas subterrâneas. Assim como indicaram Oliveira, Vilela e Ayarza (2000), sugere-se aqui a observância das proporções de cargas positivas e negativas presentes no solo para a compreensão da adsorção de NO_3^- e não apenas se pautar de forma pragmática no valor de ΔpH . Utilizar os parâmetros de PCZ foi muito mais significativo para a compreensão dos resultados devido sua particularidade que considera a variação de carga a partir das propriedades das diferentes partículas coloidais do solo.

Sendo assim, a partir das características físicas (predomínio de argilas e maior área superficial específica), químicas (predomínio de pH ácido), eletroquímicas (pH abaixo do PCZ dos óxidos) e mineralógicas (ocorrência de óxidos de ferro e alumínio) do solo, é possível, com esta pesquisa, tecer considerações como a que o solo, por meio dos óxidos de ferro e alumínio, pode exercer um papel significativo de atenuação no processo de contaminação das águas subterrâneas e que por essa razão não se observa uma relação direta do volume de casos de doenças de quadros diarreicos ligados à veiculação hídrica na área urbana de Turiaçu.

Entretanto, uma afirmação precisa da atenuação dessas propriedades, neste estudo caso, necessitaria de ensaios com experimentos comparativos capazes de mensurar a imobilização e transformações geoquímicas da carga contaminante, mas não foi possível executar essa estratégia importante para subsidiar as questões norteadoras apresentadas na introdução que foram o fio condutor investigativo deste trabalho.

A descrição morfológica e a análise química do solo, principalmente no terço inferior das vertentes, onde estão concentrados a maioria dos poços de extração de água, demonstraram que o ambiente solo da área de estudo possui características que se enquadram nas condições ambientais para a ocorrência de organismos anaeróbios. Esses organismos ocorrem no solo em condições de pH ácido em diversos níveis, chegando a ocorrer também em condições de alcalinidade, e em ambientes saturados ou mal

drenados, onde há pouca ou nenhuma disponibilidade de oxigênio (O_2), assim utilizam o NO_3^- no lugar do O_2 como receptor terminal de elétrons durante a respiração. Porém, apesar de menos comum, organismos anaeróbios também podem ocorrer em solos não saturados de forma localizada em microssítios no centro de agregados e em regiões que contenham resíduos vegetais em decomposição no solo (CARDOSO; ANDREOTE, 2016; CERETTA; AITA, 2008; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A metabolização promovida pela respiração dos organismos anaeróbios, como bactérias, pode reduzir significativamente a disponibilidade de NO_3^- no solo e sua consequente mobilização por lixiviação até as águas subterrâneas. Contudo, a caracterização do ambiente solo a partir da descrição morfológica e análises físicas e químicas nos permite apenas apontar para a possibilidade da atuação de microrganismos no processo de atenuação da contaminação das águas subterrâneas, mas não nos permite determinar a presença desses microrganismos e nem que eles promovam tal ação.

Desta forma, apenas técnicas, como a de qPCR, permite quantificar a abundância total de microrganismos desnitrificantes, através da extração de DNA das amostras de solo, e estabelecer uma relação como o processo de atenuação das águas subterrâneas, porém a realização desse tipo de análise não possível nesta pesquisa.

Portanto, uma resposta mais ampla para a questão central desta pesquisa necessita de uma investigação com técnicas capazes de determinar a concentração de NO_3^- no solo, e que não puderam ser utilizadas neste estudo; também de um trabalho multidisciplinar considerando a ciclagem do nitrogênio, os organismos no solo que metabolizam o NO_3^- e estudos que avaliem a adaptação e tolerância do organismo humano a substâncias e patógenos na água.

Essas são sugestões para etapas futuras e que abrem um campo amplo de possibilidades para a realização de outras pesquisas. Ademais, a natureza, por meio do solo, tem feito sua parte contribuindo no processo geossistêmico de minimização dos impactos causados pela produção espaço geográfico de Turiaçu; porém, é urgente investir em políticas públicas voltadas ao saneamento e diminuição das desigualdades para o acesso da população a água de qualidade e antes que o solo chegue em um ponto de saturação onde não mais possa oferecer essa segurança.



**REFERÊNCIAS
BIBLIOGRÁFICAS**

- AB'SÁBER, A. N. **Amazônia: do discurso à práxis**. 2ª Ed. ed. São Paulo: Edusp, 2004.
- ADGER, W. N. Vulnerability. **Global Environmental Change**, v. 16, n. 3, p. 268–281, 2006.
- ALCÂNTARA, R. M. C. M. DE et al. Fixação biológica de nitrogênio. In: CARDOSO, M. J. et al. (Eds.). **Feijão-Caupi: o produtor pergunta, a EMBRAPA responde**. Brasília: EMBRAPA, 2017.
- ANDERSON, M. A.; FERGUSON, J. F.; GAVIS, J. Arsenate adsorption on amorphous aluminum hydroxide. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 54, n. 3, p. 391–399, 1976.
- AYACH, L. R.; PINTO, A. L.; CAPPI, N. Concentrações de nitrato nas águas freáticas da cidade de Anastácio (MS) e suas implicações ambientais. **CLIMEP-Climatologia e Estudos da Paisagem**, v. 2, n. 2, 2007.
- BAIRD, C. **Química Ambiental, vol. 3** porto Alegre Bookman, , 2002.
- BANDEIRA, I. C. N. O. **Geodiversidade do estado do Maranhão**. Teresina: CPRM, 2013.
- BATISTA, P. M. Acompanhamento do processo de atenuação natural de solo contaminado por petróleo. 2005.
- BATISTELLA, M. et al. **Coleção de mapas temáticos do MacroZEE do Maranhão: guia de consulta rápida**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite; Embrapa Cocais, 2014., 2014.
- BENDSCHNEIDER, K.; ROBINSON, R. J. A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea water. 1952.
- BIGHAM, J. M.; FITZPATRICK, R. W.; SCHULZE, D. G. Iron oxides. In: DIXON, J. B.; SCHULZE, D. G. (Eds.). **Soil Mineralogy with Environmental Applications**. Madison, USA: [s.n.].
- BIGHAM, J. M.; TUOVINEN, O. H.; CALDWELL, D. E. Mineralogical, morphological, and microbiological characteristics of tubercles in cast iron water mains as related to their chemical activity. **Planetary ecology**, p. 239–250, 1985.
- BLACK, A. S.; WARING, S. A. Nitrate leaching and adsorption in a Krasnozem from Redland Bay, Qld. I. Leaching of banded ammonium nitrate in a horticultural rotation. **Soil Research**, v. 14, n. 2, p. 171–180, 1976.
- BOS, R. **Manual sobre os direitos humanos à água potável e saneamento para profissionais**. [s.l.] IWA Publishing, 2017.
- BOULAINÉ, J. L'héritage de Vassili Vassilievitch Dokouchaev et de sa conception de la pédologie. **Bulletin de l'Association française pour l'étude du sol**, n. 2, p. 93–104, 1984.
- BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. [s.l.] Bookman Editora, 2009.

- BRANDÃO, D. S. et al. **Química e fertilidade do solo**. Porto Alegre: SAGAH, 2021.
- BRASIL. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, 2006a.
- BRASIL, M. DA S. **Portaria n. 2.914, de 12 de dezembro de 2011** Brasília, DF, , 2011.
- BRASIL, M. DA S. S. DE V. **Manual de procedimentos em vigilância em saúde ambiental relacionada à qualidade da água para consumo humano**. Secretaria ed. Brasília, 2006: [s.n.].
- BRASIL, M. DA S. S. DE V. **Guia para Investigações de Surtos ou Epidemias**. Secretaria ed. Brasília: [s.n.].
- CAHN, M. D.; BOULDIN, D. R.; CRAVO, M. S. Nitrate sorption in the profile of an acid soil. **Plant and soil**, v. 143, n. 2, p. 179–183, 1992.
- CAMARGO, O. A. et al. **Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agronômico de Campinas**. Campinas, Instituto Agronômico. Boletim té ed. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas - IAC, 2009.
- CARDOSO, E.; ANDREOTE, F. D. Microbiologia do solo. 2ª Edição. **Piracicaba/SP: ESALQ**, 2016.
- CERETTA, C. A.; AITA, C. **Biologia do Solo**. Santa Maria: Centro de Ciências Agrárias. Universidade Federal de Santa Maria, 2008.
- CLAPP, C. E. et al. Sewage sludge organic matter and soil properties. In: **The role of organic matter in modern agriculture**. [s.l.] Springer, 1986. p. 209–253.
- CONAMA, C. N. DE M. A. **Portaria nº 357, de 17 de Março de 2005**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente do Brasil, 2005.
- CONAMA, C. N. DO M. A. **Portaria nº 396, de 3 de abril de 2008**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente do Brasil, 2008.
- CORRÊA, A. C. S.; SOUSA, T. C.; DE SOUZA, N. M. Característica dos solos tropicais aplicadas como barreiras naturais contra a contaminação dos aquíferos. **Águas Subterrâneas**, 2004.
- CORREIA FILHO, F. L. et al. **Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea: estado do Maranhão: relatório diagnóstico do município de Turiaçu**. Teresina: Serviço Geológico do Brasil - CPRM, 2011.
- CURI, N.; FRANZMEIER, D. P. Toposequence of Oxisols from the central plateau of Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, n. 2, p. 341–346, 1984.
- CUTRIM, V. DOS A. et al. **BRS Tropical: cultivar de arroz de ampla adaptação para as várzeas tropicais**. Embrapa Arroz e Feijão-Artigo em anais de congresso (ALICE). **Anais...In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ARROZ IRRIGADO**, 6., 2009, Porto Alegre. Estresses e sustentabilidade: desafios para a lavoura arrozeira: anais. Porto Alegre: Palotti, 2009., 2008
- DANTAS, M. E. et al. Compartimentação Geomorfológica. In: BANDEIRA, I. C. N. O.

(Ed.). . **Geodiversidade do estado do Maranhão**. Teresina: CPRM -Serviço Geológico do Brasil, 2013. p. 29–62.

DANTAS, M. E.; TEIXEIRA, S. G. A origem das paisagens do estado do Pará. In: TEIXEIRA, S. .; JOÃO, X. J. (Eds.). . **Geodiversidade do estado do Pará**. Belém: CPRM -Serviço Geológico do Brasil, 2013. p. 23–52.

DE CAMARGO, O. A. et al. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agrônomo de Campinas**. Edição rev ed. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 2009.

DIAS, R. D. Proposta de metodologia de definição de carta geotécnica básica em regiões tropicais e subtropicais. **Revista do Instituto Geológico**, v. 16, n. esp, p. 51–55, 1995.

DIKINYA, O.; MUFWANZALA, N. Chicken manure-enhanced soil fertility and productivity: Effects of application rates. **Journal of Soil Science and Environmental Management**, v. 1, n. 3, p. 46–54, 2010.

DONN, M. J.; MENZIES, N. W. Simulated rainwater effects on anion exchange capacity and nitrate retention in Ferrosols. **Soil Research**, v. 43, n. 1, p. 33–42, 2005.

DUWIG, C. et al. Estimation of nitrate retention in a Ferralsol by a transient-flow method. **European Journal of Soil Science**, v. 54, n. 3, p. 505–516, 2003.

DYNIA, J. F. Nitrate retention and leaching in variable charge soils of a watershed in São Paulo State, Brazil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 31, n. 5–6, p. 777–791, 2000.

EMBRAPA, E. B. D. P. A. **Sistema brasileiro de classificação de solos** Embrapa Solos Rio de Janeiro, , 2013.

ESPINDOLA, C. R. História da pedologia: um resgate bibliográfico. **Anais do I Simpósio de Pesquisa em Ensino e História de Ciências da Terra e III Simpósio Nacional sobre Ensino de Geologia no Brasil**, p. 349–352, 2007.

ESTEVES, F. DE A. Fundamentos de limnologia. Ed. **Interciência: Finep, Rio De Janeiro, 2ª Ed, 575p**, 1998.

FEITOSA, A. C. **Relevo do Estado do Maranhão: uma nova proposta de classificação topomorfológica**. SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA; REGIONAL CONFERENCE ON GEOMORPHOLOGY. **Anais...2006**

FEITOSA, A. C.; TROVÃO, J. R. **Atlas escolar do Maranhão: espaço geo-histórico e cultural**. João Pessoa: [s.n.].

FEITOSA, F. A. C. et al. **Hidrologia: conceitos e aplicações**. 3ª ed. Rio de Janeiro: CPRM; LABHID, 2008.

FERREIRA, M. M. Caracterização física do solo. **Física do solo**. Viçosa: **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 1, p. 1–27, 2010.

FIRME, L. P. **Caracterização físico-química de solos de mangue e avaliação de sua contaminação por esgoto doméstico via traçadores fecais**. Universidade de São Paulo,

, 2003.

FOSTER, S. Groundwater pollution protection in developing countries. In: INTERNATIONAL ASSOCIATION OF HYDROGEOLOGISTS (Ed.). **Theoretical background, hydrogeology and practice of groundwater protection zones**. [s.l.] UNESCO/IUGS workshop, 1985. p. 167–200.

FOSTER, S. et al. **Protecao da qualidade da agua subterranea um guia para empresas de abastecimento de agua, orgaos municipais e agencias ambientais**. Washington (D.C.)/ São Paulo (tradução): The World Bank. Servmar (Tradução), 2002.

FOSTER, S.; HIRATA, R. **Determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas: um método baseado em dados existentes**. Boletim 10 ed. São Paulo: Instituto Geológico, 1993.

FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. 1^a ed. Hoboken: Prentice Hall, 1979.

GLÓRIA, N. A. DA. Uso agrônômico de resíduos. **Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas**, v. 20, p. 195–212, 1992.

GUERRA, A. T.; GUERRA, A. J. T. **Novo dicionário geológico-geomorfológico**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1997.

HASTENRATH, S.; GREISCHAR, L. Further work on the prediction of northeast Brazil rainfall anomalies. **Journal of Climate**, v. 6, n. 4, p. 743–758, 1993.

HIGASHIKAWA, F. S.; SILVA, C. A.; BETTIOL, W. Chemical and physical properties of organic residues. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 5, p. 1742–1752, 2010.

HIRATA, R. et al. **As águas subterrâneas e sua importância ambiental e socioeconômica para o Brasil**. São Paulo: Instituto Geociências, 2019.

HORTON, R. E. **The role of infiltration in the hydrologic cycle**. [s.l.] Eos, Transactions American Geophysical Union, 1933. v. 14

HUANG, P. M. et al. Aluminum hydroxides. **Soil mineralogy with environmental applications**, v. 7, p. 261–289, 2002.

IBGE, I. B. D. G. E. E. **Manual técnico de pedologia**. 2^a ed. ed. Rio de Janeiro: [s.n.].

IBGE, I. B. D. G. E. E. **Censo demográfico de 2010**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/default.shtm>>. Acesso em: 7 out. 2016.

IBGE, I. B. D. G. E. E. **Pedologia: mapa exploratório de solos do estado do Maranhão**. Eslaca 1:4 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.

IBGE, I. B. D. G. E. E. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2017: abastecimento de água e esgotamento sanitário**. Rio de Janeiro: IBGE, Coordenação de População e Indicadores Sociais, 2020.

JACOMINE, P. K. T. Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado do Maranhão. **Embrapa Solos-Séries anteriores (INFOTECA-E)**, 1986.

JENKINS, R. X-ray fluorescence spectrometry. 2012.

JUNIOR, C. H. A. et al. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: Propriedades químicas do solo e produção vegetal. **Tópicos em ciência do solo**, v. 4, p. 391–470, 2005.

KER, J. C. et al. **Pedologia: fundamentos**. 1ª Edição. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2015.

KHALEEL, R.; REDDY, K. R.; OVERCASH, M. R. Changes in soil physical properties due to organic waste applications: a review. **Journal of environmental quality**, v. 10, n. 2, p. 133–141, 1981.

KINJO, T.; PRATT, P. F. Nitrate adsorption: II. In competition with chloride, sulfate, and phosphate. **Soil Science Society of America Journal**, v. 35, n. 5, p. 725–728, 1971a.

KINJO, T.; PRATT, P. F. Nitrate adsorption: I. In some acid soils of Mexico and South America. **Soil Science Society of America Journal**, v. 35, n. 5, p. 722–725, 1971b.

KLEIN, E. L.; MOURA, C. A. V. Síntese geológica e geocronológica do Craton São Luís e do Cinturão Gurupi na região do rio Gurupi (NE-Para/NW-Maranhão). **Geologia USP. Série Científica**, v. 3, p. 97–112, 2003.

KLEIN, E. L.; SOUSA, C. S. DE. **Geologia e recursos minerais do Estado do Maranhão: Sistema de Informações Geográficas – SIG: texto explicativo dos mapas Geológico e de Recursos Minerais do Estado do Maranhão**. Belém: Serviço Geológico do Brasil - CPRM, 2012.

KOROLEFF, F. Direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue. **Information on techniques and methods for seawater analysis**, p. 19–22, 1970.

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. 2ª ed. São Paulo: Oficina de textos, 2010.

LEPSCH, I. F. **19 lições de pedologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

LOPES, E. C. DOS S.; TEIXEIRA, S. G. Contexto Geológico. In: BANDEIRA, I. C. N. (Ed.). **Geodiversidade do estado do Maranhão**. Teresina: CPRM -Serviço Geológico do Brasil, 2013. p. 15–30.

LUCAS, Y. et al. The relation between biological activity of the rain forest and mineral composition of soils. **Science**, v. 260, n. 5107, p. 521–523, 1993.

MACEDO, J.; BRYANT, R. B. Morphology, mineralogy, and genesis of a hydrosequence of Oxisols in Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 51, n. 3, p. 690–698, 1987.

MAROKO, J. B.; BURESH, R. J.; SMITHSON, P. C. Soil nitrogen availability as affected by fallow-maize systems on two soils in Kenya. **Biology and Fertility of Soils**, v. 26, n. 3, p. 229–234, 1998.

MATTHESS, A.; PEKDEGER, A.; SCHROTER, J. Behaviour of contaminants in groundwater. **IAH Intl Contr to Hydrogeology**, v. 6, p. 1–86, 1985.

MELLO, R. **Aula 05 - Ciclos biogeoquímicos II**. Disponível em: <<http://www.ricardogauchobio.com.br/extensivo/aula-05-2/>>. Acesso em: 8 ago. 2022.

MELO JÚNIOR, A. S. Análise quantitativa do material particulado na região de campinas através das técnicas de microfluorescência de raios xe reflexão total usando radiação síncrotron. **São Paulo**, 2007.

MELO, V. DE F.; ALLEONI, L. R. F. **Química e mineralogia do solo - Conceitos básicos**. Parte II ed. Viçosa-MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009a. v. 529

MELO, V. DE F.; ALLEONI, L. R. F. **Química e mineralogia do solo - conceitos básicos**. Parte I ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo., 2009b.

METZGER, L.; YARON, B. Influence of sludge organic matter on soil physical properties. In: **Advances in soil science**. [s.l.] Springer, 1987. p. 141–163.

MOHSENIPOUR, M.; SHAHID, S.; EBRAHIMI, K. Nitrate Adsorption on Clay Kaolin: Batch Tests. **Journal of Chemistry**, v. 2015, p. 397069, 2015.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. Microbiologia e Bioquímica do Solo. 2ª edição. **Editora UFLA**, 2006.

NASCIMENTO, D. M. C.; DOMINGUEZ, J. M. L. Avaliação da vulnerabilidade ambiental como instrumento de gestão costeira nos municípios de Belmonte e Canavieiras, Bahia. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 39, n. 3, p. 395–408, 2009.

OLIVEIRA, J. B. DE. **Pedologia aplicada**. 3ª ed. Piracicaba: FEALQ, 2008.

OLIVEIRA, J. R. A. D. E.; VILELA, L.; AYARZA, M. A. Adsorção de nitrato em solos de cerrado do Distrito Federal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, p. 1199–1205, 2000.

OLIVEIRA NETO, M. B. DE; SILVA, M. S. L. **Solos Indiscriminados de Mangue. Território Mata Sul Pernambucana**. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/territorio_mata_sul_pernambucana/arvore/CONT000gt7eon7j02wx7ha087apz2c3xd0do.html>. Acesso em: 20 jun. 2018.

OMS. **Primeiras medidas para gestão de um surto de diarreia aguda**. Genebra: [s.n.].

PARMAR, K. H.; URIYO, A. P.; SINGH, B. R. Adsorption of nitrate and chloride in some Tanzanian Andept soils. **Agrochimica (Italy)**, 1980.

PASTANA, J. M. DO N. **Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil. Programa Grande Carajás. Turiaçu/Pinheiro, folhas SA**. [s.l.] 23-VD/SA. 23-YB. Estados do Pará e Maranhão, Escala 1, 1995a.

PASTANA, J. M. DO N. Turiaçu, Folha SA. 23-VD, Pinheiro, Folha SA. 23-YB. 2001.

PASTANA, J. M. DO N. (ORG.). **Turiaçu: folha SA. 23-VD; Pinheiro: folha SA. 23-YB: Estados do Pará e Maranhão**. [s.l.] CPRM, 1995b.

PEI, Y.; CHEN, P. E. I. Y. **Table of key lines in X-ray powder diffraction patterns of minerals in clays and associated rocks**. State of Indiana - USA: Departament of

Natural Resources. Geological Survey, 1977.

PINTO, C. DE S. Curso básico de mecânica dos solos. **São Paulo: Oficina de Textos**, 2000.

POHL, D. H. **Tropical residual soils: Applications in solid waste containment**. [s.l.] Drexel University, 1996.

POVEDA, G. et al. Seasonally in ENSO-related precipitation, river discharges, soil moisture, and vegetation index in Colombia. **Water resources research**, v. 37, n. 8, p. 2169–2178, 2001.

PRADO, H. DO. **Pedologia fácil: aplicações na agricultura**. 2^a ed. Piracicaba: ESALQ/USP, 2008.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais**. São Paulo: NBL Editora, 2002.

QAFOKU, N. P.; SUMNER, M. E.; WEST, L. T. Mineralogy and chemistry of some variable charge subsoils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 31, n. 7–8, p. 1051–1070, 2000.

QUEIROZ NETO, J. P. DE. O papel da pedogênese no modelado do relevo: busca de novos paradigmas. **SEMINÁRIO LATINO AMERICANO DE GEOGRAFIA FÍSICA**, v. 6, p. 1–19, 2010.

RAIJ, B. VAN. Determinação do ponto de carga zero em solos. **Bragantia**, v. 32, n. UNICO, p. 337–347, 1973.

RAIJ, B. VAN; DE CAMARGO, O. A. Nitrate elution from soil columns of three Oxisols and one Alfisol. **Trans Int Congr Soil Sci**, 1974.

RESENDE, A. V. DE. Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato. 2002.

RESENDE, M. **Mineralogia de solos brasileiros: interpretação e aplicações**. [s.l.] UFLA, 2005.

RIZZO, A. C. L. et al. **MONITORED NATURAL ATTENUATION OF TROPICAL PETROLEUM-BEARING SOILS/CONSOIL 2008: THEME E - REMEDIATION CONCEPTS & TECHNOLOGIES, VOLS 1-3** Minist Sci & Technol CETEM MCT, Ctr Mineral Technol, Rio De Janeiro, Brazil, 2008.

RODRIGUES, T. L. DAS N. et al. **Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil. São Luís, Folha SA. 23-ZA, Cururupu, Folha SA. 23-XC**. Escala 1:2 ed. Brasília: CPRM, 1994.

RUELLAN, A. A história dos solos: alguns problemas de definição e de interpretação. **Geografia**, v. 10, n. 19, p. 183–191, 1985.

RUELLAN, A. Las contribuciones de los conocimientos de los suelos intertropicales al desarrollo de la pedología: el aporte de los pedólogos franceses= Les apports de la connaissance des sols intertropicaux au développement de la pédologie: la contribution des pédologues. 1986.

SANTOS, J. H. S. DOS; CATUNDA, P. H. DE A.; DIAS, L. J. B. DA S. **Relatório técnico de Geologia, Geomorfologia e Hidrogeologia do Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Maranhão (ZEE) - Etapa Bioma Amazônico**. São Luís: Instituto Maranhense de Estudos Socioeconômicos Cartográficos - IMESC, 2019.

SANTOS, R. D. DOS et al. Manual de descrição e coleta de solo no campo. 5ª edição. **Revista e ampliada. Viçosa-MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 2005.

SANTOS, L. J. C. Contribuição da análise estrutural da cobertura pedológica ao desenvolvimento da ciência do solo. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, v. 4, 2000.

SANTOS, P. S. **Ciência e tecnologia de argilas**. São Paulo: Edgard Blucher, 1989. v. 1

SCHWERTMANN, U. The effect of pedogenic environments on iron oxide minerals. In: **Advances in soil science**. [s.l.] Springer, 1958. p. 171–200.

SETZER, J. **Atlas climático e ecológico do Estado de São Paulo**. [s.l.] Editado pela Comissão interestadual da Bacia Paraná-Uruguaí, 1966.

SILVA, R. L. B. et al. Estudo da contaminação de poços rasos por combustíveis orgânicos e possíveis conseqüências para a saúde pública no Município de Itaguaí, Rio de Janeiro, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 18, n. 6, p. 1599–1607, dez. 2002.

SINGH, B. R.; KANEHIRO, Y. Adsorption of nitrate in amorphous and kaolinitic Hawaiian soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 33, n. 5, p. 681–683, 1969.

SKOOG, D. A.; HOLLER, F. J.; NIEMAN, T. A. Princípios de análise instrumental. **Boockman**, v. 60, p. 295–312, 2009.

SOUZA, A. P. et al. Classificação climática e balanço hídrico climatológico no estado de Mato Grosso. **Nativa**, v. 1, n. 1, p. 34–43, 2013.

SOUZA FILHO, P. W. M. Costa de manguezais de macromaré da Amazônia: cenários morfológicos, mapeamento e quantificação de áreas usando dados de sensores remotos. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 23, n. 4, p. 427–435, 2005.

STRAHM, B. D.; HARRISON, R. B. Nitrate sorption in a variable-charge forest soil of the Pacific Northwest. **Soil Science**, v. 171, n. 4, p. 313–321, 2006.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. A practical handbook of seawater analysis. 1972.

TEIXEIRA, P. C. et al. **Manual de métodos de análise de solo**. 3ª ed. Brasília: EMBRAPA, 2017.

TOLEDO, A. P. DE et al. **Aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo da eutrofização em lagos reservatórios tropicais**. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 12. **Anais...CETESB**, 1983

TRATA BRASIL. **Benefícios econômicos da expansão do saneamento no estado do Maranhão**. Instituto ed. 2021: [s.n.].

TRINTINALHA, M. A. et al. Comparação dos sistemas TDR e ECHO para medida de

umidade, em um solo argiloso e em areia. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 26, n. 3, p. 353–360, 2004.

URIONABARRENETXEA, E. et al. Application of in situ bioremediation strategies in soils amended with sewage sludges. **SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT**, v. 766, 2021.

VIDAL-TORRADO, P. et al. Solos de mangue: características, gênese e impactos Antrópicos. **Edafología**, v. 12, n. 3, p. 199–244, 2005.

VIEIRA, R. F. **Ciclo do nitrogênio em sistemas agrícolas**. Brasília: EMBRAPA, 2017.

VIEIRA, R. F.; TSAI, S. M.; TEIXEIRA, M. A. Efeito do lodo de esgoto no crescimento e fixação simbiótica do N₂ em feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.). **Embrapa Meio Ambiente-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)**, 2004.

VITHANAGE, M. et al. Mechanistic modeling of arsenic retention on natural red earth in simulated environmental systems. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 294, n. 2, p. 265–272, 2006.

WANG, P. G.; JI, G. L.; YU, T. R. Adsorption of chloride and nitrate by variable charge soils in relation to the electric charge of the soil. **Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde**, v. 150, n. 1, p. 17–23, 1987.

WHITE, R. E.; SILVA, I. F.; DOURADO NETO, D. Princípios e práticas da ciência do solo: o solo como um recurso natural. 2009.

WHO; UNICEF. **Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017: special focus on inequalities**. Geneva PP - Geneva: World Health Organization, 2019.

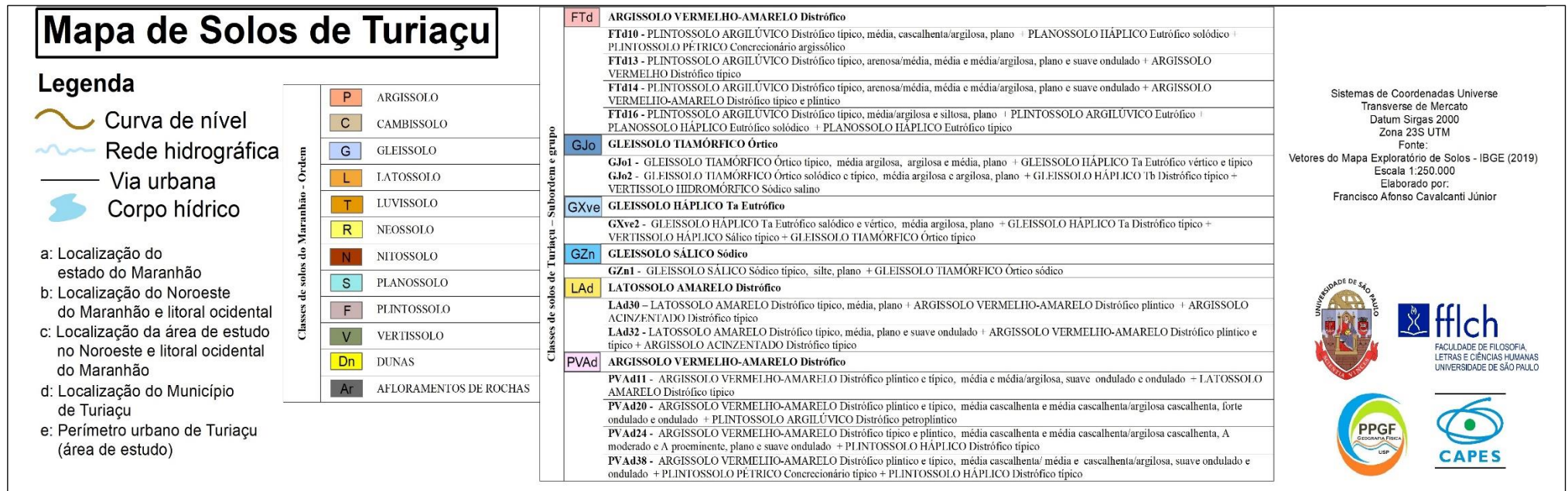
WHO; UNICEF. **Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2020: five years into the SDGs**. Geneva PP - Geneva: World Health Organization, 2021.

WMO. Calculation of monthly and annual 30-year standard normals,. 1989.

ANEXOS

Anexo I – Legenda do mapa pedológico da área de estudo.

Figura 83: Legenda do mapa pedológico da área de estudo.



Anexo II - Contexto histórico da ciência pedológica e os estudos em solos tropicais

Os momentos de adversidade devem servir para o nosso crescimento e aprendizagem, no caso do conhecimento sobre os solos serviu para elevá-lo a outro patamar. O período que compreende os anos de 1873 a 1875 é marcado por uma seca prolongada que causou severos *déficits* na produção agrícola no sul da Rússia e afetando diretamente o setor de exportação de cereais, levando o órgão responsável por assuntos econômicos do país a formar uma equipe com especialistas gabaritados para contornar a o cenário desfavorável que assolava o país (BOULAINÉ, 1984; ESPINDOLA, 2007; LEPSCH, 2010, 2011). Dentre os especialistas estava Vassili Vassilievitch Dokuchaev (Figura 84).

Figura 84: Vassili Vassilievitch Dokuchaev.



Fonte: https://www.wikiwand.com/pt/Vasily_Dokuchaev

Dokuchaev (ESPINDOLA, 2007) ou Dokouchaev (BOULAINÉ, 1984) nasceu em 17 de fevereiro de 1846 em Miliukovo, que fica na província russa de Smolensk, e faleceu em 23 de outubro de 1903. Coursou a Faculdade de Matemática e Física da Universidade de São Petersburgo, formando-se em 1871. Em 1880 tornou-se professor de Mineralogia e Cristalografia da referida universidade após oito anos de trabalho no

museu dessa instituição (BOULAINÉ, 1984; ESPINDOLA, 2007), sempre frequentando colóquios de importantes cientistas como o físico e químico russo Dmitri Mendeleev (ESPINDOLA, 2007).

Nos trabalhos relacionados à atuação da equipe que foi formada, Dokuchaev investigou os solos ao longo da faixa territorial do sudoeste da Rússia e nas planícies da Ucrânia, anos mais tarde desenvolveu um trabalho exploratório semelhante ao anterior, porém, em uma região situada a leste de Moscou e de clima mais frio que o anterior (BOULAINÉ, 1984). Ao comparar os solos das duas regiões percebeu que eles eram diferentes e que *in loco* se arranjavam em camadas dispostas horizontalmente, surgindo então as primeiras publicações de artigos científicos estruturando solos argilosos em três horizontes distintos (ESPINDOLA, 2007).

Antes de Dokuchaev outros cientistas tentaram romper com a ideia do solo como um corpo inorgânico essencialmente ligado às formações geológicas, que era uma forma de conceber o solo muito defendida pelo químico alemão Justus von Liebig e seus seguidores através de métodos experimentais que ignoravam o papel da matéria orgânica (LEPSCH, 2010). Dentre os cientistas vanguardistas de Dokuchaev destacam-se Alexandre von Humboldt e Charles Darwin, mas foi somente com o princípio da zonalidade climática e o avanço do conhecimento nas áreas da geologia e química que as bases para o melhor entendimento e classificação dos solos se fizeram (ESPINDOLA, 2007).

Os eventos científicos tiveram grande papel na difusão das bases da pedologia criada por Dokuchaev, com exposição de amostras de solo, textos e materiais diversos. Entretanto, o idioma russo e o alfabeto cirílico, nos quais eram escritas suas obras, representaram uma barreira que postergou de sobremaneira a promoção da escola russa de pedologia para o mundo, fato que só ocorreu após sua morte quando em 1914, Glinka, um de seus discípulos, traduziu seus trabalhos para o idioma alemão e mais tarde, em 1927, foram traduzidos para o inglês pelo estadunidense Marbut (LEPSCH, 2010).

Em 1933, Vageler, outro discípulo de Dokuchaev, publicou o primeiro livro sobre solos tropicais, originalmente em idioma alemão e depois traduzido para o idioma inglês, ele chegou a vir ao Brasil e a desenvolver investigações em parceria com pesquisadores do Instituto Agrônomo de Campinas - IAC, porém foi a escola estadunidense de pedologia que se destacou como expoente ao produzir uma carta de solos do mundo (ESPINDOLA, 2007). A influência da escola estadunidense de

pedologia foi e é tão forte no Brasil e no mundo que a Carta de Munsell, criada por eles, é a principal ferramenta para interpretar o critério de coloração exigido pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, que por sua vez evoluiu do sistema estadunidense de classificação.

Historicamente a ciência do solo se desenvolveu na zona temperada e foi se expandindo para a região dos trópicos impregnada das concepções daquela zona. A esse respeito Ruellan (1986) já apontava a necessidade de verificar até que ponto realmente se conhecia e o que se ensinava sobre solos tropicais nos países da zona temperada, destacando a necessidade do conhecimento aprofundado e a vivência no mundo tropical para não incorrer em erros de generalização dos tipos de solo. Sobre o mundo tropical, o referido autor cita que há aspectos muito específicos não somente pela diversidade paisagística, mas também por sua dinâmica social e antropológica, fatos esses que não podem ser desconsiderados.

No entanto, estudos relacionados aos solos e desenvolvidos no Brasil tem se utilizado de metodologias criadas sob condições de solos de zonas temperadas sem a realização das devidas adaptações. As técnicas de manejo de solos na agricultura são um bom exemplo desse quadro, se as tecnologias importadas não forem adequadas para os solos tropicais não haverá aumento significativo da produção e o resultado poderá ser a degradação dos solos, por isso se recomenda fortemente que essas tecnologias sejam adaptadas (PRIMAVESI, 2002).

Os anos de estudos sobre solos tropicais têm levado muitos pesquisadores brasileiros a olharem para as metodologias internacionais, principalmente as de origem no hemisfério norte, propondo adaptações que melhor representem e dialoguem com a realidade dos solos das zonas tropicais, a exemplo do já ocorre nos trabalhos de Cutrim et al. (2008), Dias (1995), Toledo et al. (1983), Trintinalha et al.(2004) dentre outros. No campo da pedogênese destacam-se os trabalhos de pesquisadores franceses desde 1945; na América Latina, África e alguns países da Ásia e outros situados na região do Oceano Pacífico; em cooperação com pesquisadores desses países (RUELLAN, 1986).

Os trabalhos de cooperação desses pesquisadores franceses no Brasil ocorreu com um grupo de pesquisadores no estado de São Paulo, principalmente vinculados ao Departamento de Geografia da Universidade de São Paulo, estudando a gênese e a evolução dos solos tropicais a partir da dinâmica vertical e lateral dos horizontes, a sistematização dessa metodologia ficou conhecida com Análise Estrutural da Cobertura

Pedológica (SANTOS, 2000). As peculiaridades dos solos tropicais exigem propostas de metodologias de estudo específicas ou mesmo adaptações das já existentes.

Os solos tropicais possuem especificidades marcantes que os distingue dos solos do mundo temperado, portanto, não há um mecanismo específico, mas vários que resultam da combinação dinâmica desde a estrutura geológica, passando pelo clima e relevo até os grandes domínios vegetais (RUELLAN, 1986).

Eles são organizados em sucessivas e profundas camadas horizontais que se diferenciam pela diversidade de estruturas geradas pela elevada intemperização, formando poros onde ocorrem os processos físicos, químicos e biológicos que atribuem a eles também a capacidade de acumulação e meio de transformação dos minerais. Essas transformações mineralógicas, as movimentações geoquímicas e circulação lateral e vertical podem causar alterações morfológicas que atribuem aos tropicais a condição de modelador do relevo (RUELLAN, 1986).

Anexo III – Boletim de análise físico-química de água.



LABORATÓRIO GAIA AMBIENTAL LTDA
 LABORATÓRIO DE ANÁLISES FÍSICAS, QUÍMICAS E BACTERIOLÓGICAS
 DE ÁGUAS E DE EFLUENTES DOMÉSTICOS E CONSULTORIA AMBIENTAL.

BOLETIM DE ANÁLISE DE ÁGUA FÍSICO-QUÍMICO DE ÁGUA

DADOS DO CLIENTE:

Empresa: Francisco Afonso C. Junior.

Endereço: Departamento de Geografia (Doutorado) USP

Solicitante: o mesmo.

DADOS DA AMOSTRA:

Amostrador: o mesmo.

Tipo de amostra: água subterrânea – Poços diversos (P1 a P7), município de Turiaçu – MA.

Data e hora da coleta: 3 e 4.11.18-manhã. Entrada no Laboratório: 05.11.18 às 15:30H

Período de Análises: 05 a 08.11.18

Analista de laboratório: Fernando. Emissão de Boletim Analítico (BA): 09.11.2018.

RESULTADOS OBTIDOS:

| PARAMETRO | POÇOS | | | | | | |
|--------------|-------|-------|--------|-------|-------|--------|--------|
| | P1 | P2 | P3 | P4 | P5 | P6 | P7 |
| pH | 5,76 | 4,77 | 5,51 | 5,64 | 5,19 | 5,32 | 4,61 |
| CE | 666 | 561 | 802 | 68,3 | 444 | 88 | 164,5 |
| STD | 542 | 458 | 705 | 50,8 | 364 | 79 | 152 |
| Amônia total | 0,024 | 9,56 | 0,017 | 0,100 | 0,402 | 0,025 | 0,035 |
| Nitrito | 0,010 | 0,020 | <0,001 | 0,009 | 0,020 | <0,001 | <0,001 |
| Nitrato | 0,821 | 1,005 | 0,415 | 1,120 | 1,056 | 0,952 | 0,846 |
| Sódio | 23,4 | 21,5 | 29,4 | 3,8 | 16,5 | 4,2 | 8,6 |
| Potássio | 3,8 | 3,6 | 5,9 | 1,7 | 2,6 | 0,85 | 1,58 |
| Cálcio | 49,7 | 9,6 | 16,8 | 6,41 | 14,4 | 6,41 | 8,01 |
| Magnésio | 0,49 | 5,83 | 11,67 | 2,92 | 6,81 | 0,49 | 0,49 |
| Cloreto | 95 | 43 | 125 | 23 | 87 | 43 | 51 |
| Sulfato | 18,6 | 12,1 | 21,8 | 2,4 | 8,9 | 3,2 | 5,2 |

CE – condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$); STD – sólidos totais dissolvidos (mg/L); demais parâmetros em mg/L .
 Metodologia: Standard Methods, APHA -21ª. Edição, 2005.

São Luís, 26 de novembro de 2018.

Prof. Odilon Teixeira de Melo
 CRQ 11200121-11- Região (MA).

Anexo IV – Laudos das análises químicas das amostras de solo.

Francisco Afonso Cavalcanti Júnior
Rua Frederico Abranches, 335
Vila Buarque
01225-001 - São Paulo - SP

Número: 0017873.1-A - O.S.: 10653

Data de Recebimento: 04/09/2020

Data de Finalização: 11/09/2020

Data de Emissão: 11/09/2020



Proprietário:

Francisco Afonso Cavalcanti Júnior

Propriedade:

Área de extração de água Turiaçu MA

Material:

Solos

| Nº LAB | IDENTIFICAÇÃO DA AMOSTRA |
|--------|--------------------------------------|
| 6933 | P1-H1 / 0-6 cm; Base da vertente |
| 6934 | P1-H2 / 6-35 cm; Base da vertente |
| 6935 | P1-H3 / 35-57 cm; Base da vertente |
| 6936 | P1-H4 / 57-100 cm; Base da vertente |
| 6937 | P2-H1 / 0-31 cm; Topo da vertente |
| 6938 | P2-H2 / 31-57 cm; Topo da vertente |
| 6939 | P2-H3 / 57-140 cm; Topo da vertente |
| 6940 | P2-H4 / 140-218 cm; Topo da vertente |



| DETERMINAÇÕES | UNIDADES | AMOSTRAS | | | | | | | |
|------------------------|-----------------------|----------|------|------|------|------|------|------|------|
| | | 6933 | 6934 | 6935 | 6936 | 6937 | 6938 | 6939 | 6940 |
| pH_H2O | - | 6,7 | 5,6 | 4,7 | 4,7 | 4,6 | 4,5 | 4,5 | 4,3 |
| pH KCl | - | 6 | 4,7 | 4 | 4 | 3,8 | 4 | 3,9 | 3,9 |
| M.O. Titulação | g.kg ⁻¹ | 10 | 9 | 9 | 2 | 32 | 14 | 6 | 3 |
| Fósforo Mehlich 1 | mg.kg ⁻¹ | 5 | 2 | 2 | 1 | 3 | 1 | 1 | 1 |
| Potássio Mehlich 1 | mmol.kg ⁻¹ | 0,7 | 0,5 | 0,5 | 0,3 | 0,7 | 0,5 | 0,4 | 0,3 |
| Cálcio kCl 1 mol/L | mmol.kg ⁻¹ | 30 | 19 | 7 | 3 | 1 | 1 | <1 | 1 |
| Magnésio KCl 1 mol.L | mmol.kg ⁻¹ | 3 | 3 | 6 | 6 | 3 | 1 | <1 | 1 |
| Alumínio KCl 1 mol.L | mmol.kg ⁻¹ | <1 | 1 | 16 | 19 | 19 | 18 | 16 | 14 |
| H+Al Acetato de Cálcio | mmol.kg ⁻¹ | 13 | 24 | 41 | 32 | 82 | 47 | 36 | 25 |
| SB | mmol.kg ⁻¹ | 33,7 | 22,5 | 13,5 | 9,3 | 4,7 | 2,5 | 0,4 | 2,3 |
| CTC | mmol.kg ⁻¹ | 46,7 | 46,5 | 54,5 | 41,3 | 86,7 | 49,5 | 36,4 | 27,3 |
| V | % | 72 | 48 | 25 | 23 | 5 | 5 | 1 | 8 |
| m | % | 0 | 4 | 54 | 67 | 80 | 88 | 98 | 86 |

Métodos: pH em água, pH em KCl 1 mol L⁻¹, acidez potencial (H+Al) extração com acetato de cálcio e determinação por titulometria, cálcio (Ca) e magnésio (Mg) extração com cloreto de potássio 1 mol L⁻¹ e determinação em espectrofotômetro de absorção atômica, alumínio (Al) extração com cloreto de potássio 1 mol L⁻¹ e determinação por titulometria, potássio (K) extração com Mehlich 1 e determinação em fotômetro de chama, fósforo (P) extração com Mehlich 1 e determinação por colorimetria (Manual de métodos de análise de solo, EMBRAPA, 3ª edição revista e ampliada, 2017), matéria orgânica (M.O.) determinação por titulação (Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agronômico de Campinas, Boletim técnico 106, IAC, 2009). SB: Soma de bases trocáveis; CTC: Capacidade de troca de cátions; V: Saturação da CTC por bases; m: Saturação por Alumínio. Observações: Nome do cliente, informações de contato, proprietário, propriedade, material e identificação da amostra são dados fornecidos pelo cliente. Este documento pode ser reproduzido somente por completo. Os resultados se referem somente aos itens ensaiados. Os resultados se aplicam à amostra conforme recebida. (#) elemento não determinado; (<) menor do que o Limite de Quantificação.

Página 1 de 5

ESALQ

SIGNATÁRIO AUTORIZADO

S. P. Dias
Responsável Técnico

Francisco Afonso Cavalcanti Júnior
Rua Frederico Abranches, 335
Vila Buarque
01225-001 - São Paulo - SP

Número: 0017873.1-A - O.S.: 10653
Data de Recebimento: 04/09/2020
Data de Finalização: 11/09/2020 Data de Emissão: 11/09/2020



Proprietário: Francisco Afonso Cavalcanti Júnior
Propriedade: Área de extração de água Turiaçu MA
Material: Solos

| Nº LAB | IDENTIFICAÇÃO DA AMOSTRA | Ensaio NBR ISO/IEC 17025 |
|--------|---------------------------------------|--------------------------------|
| 6941 | P3-H1 / 0-6 cm; Base da vertente | CRL 0543 |
| 6942 | P3-H2 / 5-13 cm; Base da vertente | |
| 6943 | P3-H3 / 10-55 cm; Base da vertente | |
| 6944 | P3-H4 / 44-105 cm; Base da vertente | |
| 6945 | P3-H5 / 100-140 cm; Base da vertente | |
| 6946 | P3-H6 / 120-170 cm; Base da vertente | |
| 6947 | P5-H1 / 0-11 cm; Encosta da vertente | |
| 6948 | P5-H2 / 11-55 cm; Encosta da vertente | |

| DETERMINAÇÕES | UNIDADES | AMOSTRAS | | | | | | | |
|------------------------|-----------------------|----------|------|------|-------|-------|-------|-------|------|
| | | 6941 | 6942 | 6943 | 6944 | 6945 | 6946 | 6947 | 6948 |
| pH_H2O | - | 6,8 | 6,8 | 8,2 | 8,2 | 8,1 | 7,9 | 5,3 | 4,9 |
| pH KCl | - | 6,7 | 6,4 | 7,1 | 7,2 | 7,4 | 7,2 | 4,2 | 4 |
| M.O. Titulação | g.kg ⁻¹ | 15 | 2 | 2 | <1 | <1 | 2 | 54 | 16 |
| Fósforo Mehlich 1 | mg.kg ⁻¹ | 3 | 3 | 1 | 1 | 1 | 1 | 7 | 2 |
| Potássio Mehlich 1 | mmol.kg ⁻¹ | 2,5 | 1,4 | 9,7 | 9,4 | 12,4 | 13,3 | 1,1 | 0,5 |
| Cálcio kCl 1 mol/L | mmol.kg ⁻¹ | 51 | 16 | 39 | 58 | 75 | 85 | 16 | 2 |
| Magnésio KCl 1 mol.L | mmol.kg ⁻¹ | 22 | 10 | 49 | 84 | 138 | 133 | 13 | 5 |
| Alumínio KCl 1 mol.L | mmol.kg ⁻¹ | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | 9 | 14 |
| H+Al Acetato de Cálcio | mmol.kg ⁻¹ | <1 | 2 | <1 | <1 | <1 | <1 | 88 | 34 |
| SB | mmol.kg ⁻¹ | 75,5 | 27,4 | 97,7 | 151,4 | 225,4 | 231,3 | 30,1 | 7,5 |
| CTC | mmol.kg ⁻¹ | 75,5 | 29,4 | 97,7 | 151,4 | 225,4 | 231,3 | 118,1 | 41,5 |
| V | % | 100 | 93 | 100 | 100 | 100 | 100 | 25 | 18 |
| m | % | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 23 | 65 |

Métodos: pH em água, pH em KCl 1 mol L⁻¹, acidez potencial (H+Al) extração com acetato de cálcio e determinação por titulometria, cálcio (Ca) e magnésio (Mg) extração com cloreto de potássio 1 mol L⁻¹ e determinação em espectrofotômetro de absorção atômica, alumínio (Al) extração com cloreto de potássio 1 mol L⁻¹ e determinação por titulometria, potássio (K) extração com Mehlich 1 e determinação em fotômetro de chama, fósforo (P) extração com Mehlich 1 e determinação por colorimetria (Manual de métodos de análise de solo. EMBRAPA, 3ª edição revista e ampliada, 2017), matéria orgânica (M.O.) determinação por titulação (Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agronômico de Campinas. Boletim técnico 106, IAC, 2009). SB: Soma de bases trocáveis; CTC: Capacidade de troca de cátions; V: Saturação da CTC por bases; m: Saturação por Alumínio. Observações: Nome do cliente, informações de contato, proprietário, propriedade, material e identificação da amostra são dados fornecidos pelo cliente. Este documento pode ser reproduzido somente por completo. Os resultados se referem somente aos itens ensaiados. Os resultados se aplicam à amostra conforme recebida. (#) elemento não determinado; (<) menor do que o Limite de Quantificação.

Página 2 de 5

SIGNATÁRIO AUTORIZADO

 S. Afonso Cavalcanti Júnior
 Responsável Técnico

Francisco Afonso Cavalcanti Júnior
Rua Frederico Abranches, 335
Vila Buarque
01225-001 - São Paulo - SP

Número: 0017873.1-A - O.S.: 10653
Data de Recebimento: 04/09/2020
Data de Finalização: 11/09/2020 Data de Emissão: 11/09/2020



Proprietário: Francisco Afonso Cavalcanti Júnior Propriedade: Área de extração de água Turiaçu MA Material: Solos

| N° LAB | IDENTIFICAÇÃO DA AMOSTRA |
|--------|--|
| 6949 | P5-H3 / 55-87 cm; Encosta da vertente |
| 6950 | P5-H4 / 87-182 cm; Encosta da vertente |
| 6951 | P5-H5 / 182-300 cm+; Encosta da vertente |
| 6952 | P6-H1 / 0-27 cm; Topo da vertente |
| 6953 | P6-H2 / 27-45 cm; Topo da vertente |
| 6954 | P6-H3 / 45-96 cm; Topo da vertente |
| 6955 | P6-H4 / 96-148 cm; Topo da vertente |
| 6956 | P6-H5 / 148-250 cm; Topo da vertente |



| DETERMINAÇÕES | UNIDADES | AMOSTRAS | | | | | | | | |
|------------------------|-----------------------|----------|------|------|-------|------|------|------|------|--|
| | | 6949 | 6950 | 6951 | 6952 | 6953 | 6954 | 6955 | 6956 | |
| pH_H2O | - | 4,7 | 4,7 | 4,5 | 4,7 | 4,6 | 4,6 | 4,5 | 4,6 | |
| pH_KCl | - | 3,9 | 3,8 | 3,6 | 4 | 4,1 | 4 | 4,1 | 4 | |
| M.O. Titulação | g.kg ⁻¹ | 6 | 4 | 2 | 90 | 12 | 11 | 4 | 2 | |
| Fósforo Mehlich 1 | mg.kg ⁻¹ | 1 | 1 | 1 | 10 | 1 | 1 | 1 | 1 | |
| Potássio Mehlich 1 | mmol.kg ⁻¹ | 0,3 | 0,3 | 0,3 | 1,3 | 0,4 | 0,3 | <0,3 | <0,3 | |
| Cálcio kCl 1 mol/L | mmol.kg ⁻¹ | <1 | <1 | 1 | 21 | 2 | 2 | 1 | 5 | |
| Magnésio KCl 1 mol.L | mmol.kg ⁻¹ | 3 | 2 | 1 | 12 | 2 | 3 | 5 | 2 | |
| Alumínio KCl 1 mol.L | mmol.kg ⁻¹ | 17 | 22 | 30 | 19 | 18 | 14 | 12 | 11 | |
| H+Al Acetato de Cálcio | mmol.kg ⁻¹ | 38 | 36 | 42 | 163 | 59 | 45 | 37 | 26 | |
| SB | mmol.kg ⁻¹ | 3,3 | 2,3 | 2,3 | 34,3 | 4,4 | 5,3 | 6,2 | 7,2 | |
| CTC | mmol.kg ⁻¹ | 41,3 | 38,3 | 44,3 | 197,3 | 63,4 | 50,3 | 43,2 | 33,2 | |
| V | % | 8 | 6 | 5 | 17 | 7 | 11 | 14 | 22 | |
| m | % | 84 | 91 | 93 | 36 | 80 | 73 | 66 | 60 | |

Métodos: pH em água, pH em KCl 1 mol L⁻¹, acidez potencial (H+Al) extração com acetato de cálcio e determinação por titulometria, cálcio (Ca) e magnésio (Mg) extração com cloreto de potássio 1 mol L⁻¹ e determinação em espectrofotômetro de absorção atômica, alumínio (Al) extração com cloreto de potássio 1 mol L⁻¹ e determinação por titulometria, potássio (K) extração com Mehlich 1 e determinação em fotômetro de chama, fósforo (P) extração com Mehlich 1 e determinação por colorimetria (Manual de métodos de análise de solo. EMBRAPA, 3ª edição revista e ampliada, 2017), matéria orgânica (M.O.) determinação por titulação (Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agronômico de Campinas, Boletim Técnico 106, IAC, 2009). SB: Soma de bases trocáveis, CTC: Capacidade de troca de cátions; V: Saturação da CTC por bases; m: Saturação por Alumínio. Observações: Nome do cliente, informações de contato, proprietário, propriedade, material e identificação da amostra são dados fornecidos pelo cliente. Este documento pode ser reproduzido somente por completo. Os resultados se referem somente aos itens ensaiados. Os resultados se aplicam à amostra conforme recebida. (#) elemento não determinado; (<) menor do que o Limite de Quantificação.

Página 3 de 5

SIGNATÁRIO AUTORIZADO

Francisco Afonso Cavalcanti Júnior
Responsável Técnico

Francisco Afonso Cavalcanti Júnior
Rua Frederico Abranches, 335
Vila Buarque
01225-001 - São Paulo - SP

Número: 0017873.1-A - O.S.: 10653

Data de Recebimento: 04/09/2020

Data de Finalização: 11/09/2020 Data de Emissão: 11/09/2020



Proprietário: Francisco Afonso Cavalcanti Júnior
Propriedade: Área de extração de água Turiaçu MA
Materia: Solos

| N° LAB | IDENTIFICAÇÃO DA AMOSTRA |
|--------|--|
| 6957 | P6-H6 / 250-377 cm; Topo da vertente |
| 6958 | P7-H1 / 0-36 cm; Encosta da vertente |
| 6959 | P7-H2 / 36-86 cm; Encosta da vertente |
| 6960 | P7-H3 / 72-171 cm; Encosta da vertente |
| 6961 | P7-H4 / 128-204 cm+; Encosta da vertente |
| 6962 | P8-H1 / 0-17 cm; Encosta da vertente |
| 6963 | P8-H2 / 17-33 cm; Encosta da vertente |
| 6964 | P8-H3 / 33-43 cm; Encosta da vertente |



| DETERMINAÇÕES | UNIDADES | AMOSTRAS | | | | | | | |
|------------------------|-----------------------|----------|------|------|------|------|------|-------|------|
| | | 6957 | 6958 | 6959 | 6960 | 6961 | 6962 | 6963 | 6964 |
| pH_H2O | - | 5,2 | 7,2 | 6,8 | 6,3 | 5,9 | 4,7 | 4,6 | 4,4 |
| pH KCl | - | 4 | 6,9 | 5,9 | 5,6 | 5,2 | 4 | 3,9 | 4 |
| M.O. Titulação | g.kg ⁻¹ | <1 | 19 | 1 | 1 | <1 | 26 | 33 | 26 |
| Fósforo Mehlich 1 | mg.kg ⁻¹ | 1 | 198 | 5 | 4 | 2 | 13 | 8 | 5 |
| Potássio Mehlich 1 | mmol.kg ⁻¹ | 0,4 | 2,7 | 7,2 | 6 | 2 | 0,9 | 0,6 | 0,5 |
| Cálcio kCl 1 mol/L | mmol.kg ⁻¹ | 1 | 65 | 31 | 22 | 16 | 7 | 4 | 4 |
| Magnésio KCl 1 mol.L | mmol.kg ⁻¹ | 1 | 5 | 3 | 3 | 4 | 1 | 1 | <1 |
| Alumínio KCl 1 mol.L | mmol.kg ⁻¹ | 10 | <1 | <1 | <1 | <1 | 14 | 22 | 19 |
| H+Al Acetato de Cálcio | mmol.kg ⁻¹ | 19 | 5 | 12 | 14 | 9 | 66 | 96 | 71 |
| SB | mmol.kg ⁻¹ | 2,4 | 72,7 | 41,2 | 31 | 22 | 8,9 | 5,6 | 4,5 |
| CTC | mmol.kg ⁻¹ | 21,4 | 77,7 | 53,2 | 45 | 31 | 74,9 | 101,6 | 75,5 |
| V | % | 11 | 94 | 77 | 69 | 71 | 12 | 6 | 6 |
| m | % | 81 | 0 | 0 | 0 | 0 | 61 | 80 | 81 |

Métodos: pH em água, pH em KCl 1 mol L⁻¹, acidez potencial (H+Al) extração com acetato de cálcio e determinação por titulometria, cálcio (Ca) e magnésio (Mg) extração com cloreto de potássio 1 mol L⁻¹ e determinação em espectrofotômetro de absorção atômica, alumínio (Al) extração com cloreto de potássio 1 mol L⁻¹ e determinação por titulometria, potássio (K) extração com Mehlich 1 e determinação em fotômetro de chama, fósforo (P) extração com Mehlich 1 e determinação por colorimetria (Manual de métodos de análise de solo. EMBRAPA. 3ª edição revista e ampliada, 2017), matéria orgânica (M.O.) determinação por titulação (Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agronômico de Campinas. Boletim técnico 106, IAC, 2009). SB: Soma de bases trocáveis; CTC: Capacidade de troca de cátions; V: Saturação da CTC por bases; m: Saturação por Alumínio. Observações: Nome do cliente, informações de contato, proprietário, propriedade, material e identificação da amostra são dados fornecidos pelo cliente. Este documento pode ser reproduzido somente por completo. Os resultados se referem somente aos itens ensaiados. Os resultados se aplicam à amostra conforme recebida. (#) elemento não determinado; (<) menor do que o Limite de Quantificação.

ESALQ

SIGNATÁRIO AUTORIZADO

Francisco Afonso Cavalcanti Júnior
Responsável Técnico

Francisco Afonso Cavalcanti Júnior
Rua Frederico Abranches, 335
Vila Buarque
01225-001 - São Paulo - SP

Número: 0017873.1-A - O.S.: 10653
Data de Recebimento: 04/09/2020
Data de Finalização: 11/09/2020 Data de Emissão: 11/09/2020



Proprietário: Francisco Afonso Cavalcanti Júnior Propriedade: Área de extração de água Turiaçu MA Material: Solos

| Nº LAB | IDENTIFICAÇÃO DA AMOSTRA |
|--------|---|
| 6965 | P8-H4 / 43-86 cm; Encosta da vertente |
| 6966 | P8-H5 / 86-175 cm; Encosta da vertente |
| 6967 | DFM / superficial; Depósito fluviomarinho |
| | |
| | |
| | |
| | |
| | |



| DETERMINAÇÕES | UNIDADES | AMOSTRAS | | | | | | | |
|------------------------|-----------------------|----------|------|-------|--|--|--|--|--|
| | | 6965 | 6966 | 6967 | | | | | |
| pH_H2O | - | 4,5 | 4,8 | 4 | | | | | |
| pH KCl | - | 4 | 4,3 | 3,7 | | | | | |
| M.O. Titulação | g.kg ⁻¹ | 10 | 3 | 18 | | | | | |
| Fósforo Mehlich 1 | mg.kg ⁻¹ | 1 | 1 | 25 | | | | | |
| Potássio Mehlich 1 | mmol.kg ⁻¹ | 0,4 | 0,6 | 28,6 | | | | | |
| Cálcio kCl 1 mol/L | mmol.kg ⁻¹ | 4 | 9 | 35 | | | | | |
| Magnésio KCl 1 mol.L | mmol.kg ⁻¹ | <1 | 2 | 123 | | | | | |
| Alumínio KCl 1 mol.L | mmol.kg ⁻¹ | 12 | 4 | 5 | | | | | |
| H+Al Acetato de Cálcio | mmol.kg ⁻¹ | 47 | 28 | 46 | | | | | |
| SB | mmol.kg ⁻¹ | 4,4 | 11,6 | 186,6 | | | | | |
| CTC | mmol.kg ⁻¹ | 51,4 | 39,6 | 232,6 | | | | | |
| V | % | 9 | 29 | 80 | | | | | |
| m | % | 73 | 26 | 3 | | | | | |
| | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | |

Métodos: pH em água, pH em KCl 1 mol L⁻¹, acidez potencial (H+Al) extração com acetato de cálcio e determinação por titulometria, cálcio (Ca) e magnésio (Mg) extração com cloreto de potássio 1 mol L⁻¹ e determinação em espectrofotômetro de absorção atômica, alumínio (Al) extração com cloreto de potássio 1 mol L⁻¹ e determinação por titulometria, potássio (K) extração com Mehlich 1 e determinação em fotômetro de chama, fósforo (P) extração com Mehlich 1 e determinação por colorimetria (Manual de métodos de análise de solo. EMBRAPA. 3ª edição revista e ampliada, 2017), matéria orgânica (M.O.) determinação por titulação (Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agronômico de Campinas. Boletim técnico 106, IAC, 2009). SB: Soma de bases trocáveis; CTC: Capacidade de troca de cátions; V: Saturação da CTC por bases; m: Saturação por Alumínio. Observações: Nome do cliente, informações de contato, proprietário, propriedade, material e identificação da amostra são dados fornecidos pelo cliente. Este documento pode ser reproduzido somente por completo. Os resultados se referem somente aos itens ensaiados. Os resultados se aplicam à amostra conforme recebida. (#) elemento não determinado; (<) menor do que o Limite de Quantificação.

Página 5 de 5

ESALQ

SIGNATÁRIO AUTORIZADO


Francisco Afonso Cavalcanti Júnior
Responsável Técnico